INDICE GENERALE

Relazione Inaugurale al 38° Congresso S.I.B.M.

HAWKINS S.J., MIESZKOWSKA N., MOSCHELLA P.S., PANNACCIULLI F., FROST M.T., BURROWS M.T., MOORE P., POLOCZANSKA E., HERBERT R.J., SIMS D.W., GENNER M.J., THOMPSON R.C., HISCOCK K., SOUTHWARD A.J. - Conserving biodiversity of seas and coasts in a rapidly changing world 3

Tema 1 - *La ricerca scientifica nelle e per le Aree Marine Protette*

Relazione Introduttiva

BIANCHI C.N. - Dalla cartografia bionomica alla cartografia territoriale, ovvero dalla conoscenza alla gestione delle aree marine protette 22

Relazione ad Invito

MARIOTTI A.M.L. - Resoconto storico della tonnarella di Camogli dall'antichità ai giorni nostri e l'evolversi della cattura del tonno rosso (*Thunnus thynnus,* Linneo 1758) e di altre specie ittiche nelle sue acque .. 54

Comunicazioni

BAVA S., CAPPANERA V., FANCIULLI G., POVERO P., TUNESI L., CATTANEO-VIETTI R. - Stima dell'impatto antropico nell'AMP di Portofino: proposta di uno strumento di sintesi delle pressioni relative a fruizione..... 70

CECCHERELLI G., PAIS A., SERRA S., PINNA S., RUIU A., SECHI N. - The influence of *Posidonia oceanica* patches on the distribution patterns of *Paracentrotus lividus* in a central western Mediterranean MPA .. 72

DEIDUN A., LANFRANCO E., MIFSUD C., STEVENS D., SCHEMBRI M., CURMI L., HOWSON C., MERCER T., SOTHERAN I., FOSTER SMITH R. - Baseline ecological data collection from the marine area around Filfla (Malta, central Mediterranean Sea)..... 74

DE LEONARDIS C., DE ZIO GRIMALDI S., D'ADDABBO R., GALLO M., SANDULLI R. - Meiobenthos and nematode communities in three Italian Marine Protected Areas (Miramare, Porto Cesareo and Capo Caccia)..... 76

DI STEFANO F., ASCIONE I., BARRA M., RUSSO G.F. - Analisi multicriteriale per l'istituenda Riserva Marina di S. Maria di Castellabate (Tirreno meridionale): una soluzione GIS..... 78

FAVA F., VALISANO L. - Anomalie climatiche nel Mar Ligure durante l'estate del 2003: studio comparativo di quattro specie di gorgonie 80

MONTEFALCONE M., GIOVANNETTI E., LASAGNA R., PARRAVICINI V., MORRI C., ALBERTELLI G. - Analisi diacronica della prateria di *Posidonia oceanica* nell'Area Marina Protetta di Bergeggi..... 82

RENZI M., MASTASCUSA V., RUSSO G.F. - Applicazione degli indici biotici *ambi* e *bentix* alla malacofauna di fondo molle per la valutazione della qualità ambientale del litorale di Agropoli (Golfo di Salerno, Mar Tirreno) 84

ROVERE A., PARRAVICINI V., FIRPO M., MORRI C., ALBERTELLI G., BIANCHI C.N. - Emergenze naturalistiche dell'Area Marina Protetta di Bergeggi (SV): integrazione di aspetti biologici, ecologici e geomorfologici..... 86

TUNESI L., AGNESI S., MO G., DI NORA T. - Aree Marine Protette: la ricerca a supporto della zonazione..... 88

Poster

ABBATE M., BISO M., BORDONE A., CERRATI G., COCITO S., CUPIDO R., DIFESCA V., DI MAGGIO A., GIARDINA F., LOMBARDI C., PEIRANO A., SGORBINI S. - Primi risultati di una indagine ambientale nell'AMP 'Isole Pelagie' 92

ALCARO L., AMATO E., AGNESI S., CHIERUZZI T., FARCHI C., GIORDANO P., MATIDDI M., PENNA M., SAMMARINI V. - Relitti nel Santuario dei Cetacei: valutazione del rischio ambientale..... 94

BOTTARO M., CONSALVO I., VACCHI M. - Rare skates from the northern Sardinian coasts: possible role of the Marine Protected Areas (MPAs)..... 96

CARONNI S., CRISTO B., TORELLI A. - Tentativi di reimpianto del mollusco bivalve *Pinna nobilis* (Linneo, 1758) in una AMP della Sardegna... 98

D'ADDABBO R., SANDULLI R., DE LEONARDIS C., GALLO M. - La tardigradofauna di due Aree Marine Protette italiane..... 100

DE BIASI A.M., PACCIARDI L. - Rappresentatività ed unicità della Meloria: una secca da proteggere..... 102

DE LUCIA G.A., MASSARO G., DOMENICI P. - Fish assemblage in the Marine Protected Area "Penisola del Sinis - Isola di Mal di Ventre" (Sardinia)..... 104

DI FRANCO A., MARCHINI A., BAIATA P., MILAZZO M., CHEMELLO R. - Percorsi subacquei all'interno di Aree Marine Protette: un approccio fuzzy per la definizione di un valore di vulnerabilità 106

GIANGUZZA P., BADALAMENTI F., RIGGIO S. - Operational sex ratio in the edible sea urchin *Paracentrotus lividus* at Ustica Island MPA (western Mediterranean, Italy)..... 108

LOMBARDI C., SALDAÑA S., CAGNOLI E., GIACOMAZZI F., MARCHETTI M., MIONI E., VARRELLA P., VENEZIANI S. - Presenza e distribuzione di *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) nell'Area Marina Protetta "Cinque Terre" (Mar Ligure)... 110

PAIS A., CHESSA L.A., SERRA S., RUIU A., MELONI G., SABA S. - Effetti delle misure di tutela sul riccio di mare *Paracentrotus lividus* nell'Area Marina Protetta di Capo Caccia - Isola Piana (Sardegna nord occidentale)..... 112

RELINI M., PALANDRI G., LANTERI L., GARIBALDI F., TINTI F., ORSI RELINI L. - Monitoraggio di grandi pesci pelagici dalla tonnarella di Camogli: il caso del tombarello, *Auxis rochei*..... 114

RELINI M., PALANDRI G., ORSI RELINI L. - Monitoraggio di grandi pesci pelagici dalla tonnarella di Camogli: il caso della palamita, *Sarda sarda* (Bloch)..... 116

RENDE F., GAGLIARDI G., MADEO E., MENNITI M.A., RIOLO F. - Sperimentazione di un software per il calcolo di un nuovo indice ecologico basato sulla fanerogama marina *Posidonia oceanica* 118

RENDE F., ROCCA D., CAPPA P., MARESCALCO A. - Analisi GIS e sorveglianza dei limiti inferiori delle praterie di *Posidonia oceanica* dell'AMP Capo Rizzuto 120

TARGUSI M., AGNESI S., GIORGI I., LATTANZI L., LA PORTA B., LA VALLE P., PAGANELLI D., TUNESI L., NICOLETTI L. - Fondi detritici della futura AMP dell'Isola d'Elba: hotspots di biodiversità 122

Tema 2 - *Il Coralligeno*

Relazione Introduttiva

GIACCONE G. - Il Coralligeno come paesaggio marino sommerso: distribuzione sulle coste italiane 126

Comunicazioni

BRESSAN G., FAVRETTO S., KALEB S., TROMBA G. - Applicazione della microtomografia computerizzata a raggi X allo studio predittivo della struttura di alghe rosse calcaree..... 146

BIANCHI C.N., CATTANEO-VIETTI R., MORRI C., NAVONE A., PANZALIS P., ORRÙ P. - Il coralligeno dell'Area Marina Protetta di Tavolara Punta Coda Cavallo (Sardegna nord-orientale) 148

BO M., TAZIOLI S., SPANÒ N., BAVESTRELLO G. - La distribuzione di *Antipathella subpinnata* (Antipatharia) nel Mediterraneo 150

CALCINAI B., BAVESTRELLO G., BERTOLINO M. - La comunità endolitica a poriferi del concrezionato coralligeno 152

CASELLATO S., STEFANON A. - Gli affioramenti rocciosi dell'Adriatico settentrionale: quale coralligeno?..... 154

CERRANO C., BAVESTRELLO G., PALMA M., PREVIATI M., SCHIAPARELLI S. - Una popolazione di *Gerardia savaglia* (Bertoloni, 1819) nell'Area Marina Protetta di Portofino..... 156

CINELLI F., ACUNTO S., BALATA D., CECCHI E., PIAZZI L. - I popolamenti coralligeni delle coste e isole toscane 158

GUIDETTI P., BUSSOTTI S., PANZALIS P., NAVONE A. - Fish fauna associated with the coralligenous formations of the "Papa rocky banks" ("Tavolara – Punta Coda Cavallo" Marine Protected Area, NE Sardinia, Italy) 160

PARRAVICINI V., DONATO M., ROVERE A., MONTEFALCONE M., ALBERTELLI G., BIANCHI C.N. - Indagine preliminare sul coralligeno dell'area di Bergeggi (SV): tipologie ed ipotesi sul suo mantenimento 162

PREVIATI M., PALMA M., SCINTO A. - Descrizione delle *facies* del coralligeno antistanti Imperia 164

SCHIAPARELLI S., GNECCO G., CATTANEO-VIETTI R. - Analisi d'immagine applicata alla crescita di organismi modulari: modalità di recupero in *Eunicella cavolinii* (Octocorallia) in seguito ad un fenomeno di mortalità di massa 166

Poster

BALDACCONI R., LONGO C., MERCURIO M., CORRIERO G. - Impatto di *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman et Boudouresque sulla spongofauna del coralligeno pugliese (Mar Ionio) 170

BASSO D., RODONDI G. - Valutazione del tasso di crescita in coltura delle alghe calcaree *Lithophyllum stictaeforme* e *Mesophyllum lichenoides*: primi risultati 172

CATRA M., GIARDINA S., GIACCONE T., BASSO D., GIACCONE G. - Il coralligeno del Secchitello di Ustica (Palermo) 174

COCITO S., LOMBARDI C. - Competitive interactions in the coralligenous assemblages of S.M. Leuca (Ionian Sea) 176

CUPIDO R., COCITO S., SGORBINI S. - Epibiosis in *Paramuricea clavata* after mortality events in the Ligurian Sea 178

FAVA F., PONTI M. - Distribuzione geografica di *Maasella edwardsi* e *Paralcyonium spinulosum* (Octocorallia: Paralcyoniidae) 180

Tema 3 - *L'ambiente e la pesca batiali*

Relazioni Introduttive

DANOVARO R. - I falsi dogmi della biologia degli ambienti profondi 184

RELINI G. - La pesca batiale in Mar Ligure 190

Comunicazioni

BAINO R., LIGAS A., MANCUSI C., REALE B., DE RANIERI S., SERENA F. - Analisi delle catture di pesci cartilaginei di acque profonde ottenute nei *trawl survey* nell'area toscana 246

FOLLESA M.C., PORCU C., CABIDDU S., GASTONI A., MULAS A., CAU A. - Feeding ecology of *Alepocephalus rostratus* (Ostheichthyes, Alepocephalidae) on the central western Mediterranean slope (Sardinian Channel) 248

GAROFALO G., GIUSTO G.B., CUSUMANO S., INGRANDE G., SINACORI G., GRISTINA M., FIORENTINO F. - Sulla cattura per

unità di sforzo della pesca a gamberi rossi sui fondi batiali del Mediterraneo orientale 250

MANNINI A., MERELLO S., LANTERI L., BECCORNIA E., RELINI G. - *Etmopterus spinax* (Linnaeus, 1758) in dieci anni di campagne a strascico GRUND in Mar Ligure 252

ROMANO F.A. III, GALLO M., D'ADDABBO R., SANDULLI R., BAGULEY J., MONTAGNA P. - Bathyl tardigrades of the northern Gulf of Mexico (U.S.A.) 254

Poster

ARCULEO M., MAGGIO T., PELLERITO R., LO BRUTTO S. - Dati preliminari sulla variabilità della regione di controllo in *Parapenaeus longirostris* e *Aristeus antennatus* 258

ARCULEO M., VACCARO A.M., LO BRUTTO S. - Andamento delle catture di *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) nella Sicilia settentrionale attraverso dati di sbarco 260

CUCCU D., MEREU M., LOI B., SANNA I., CAU A. - The Squid Family Histioteuthidae in the Sardinian waters 262

GUARNIERO I., PICCINETTI C., RONGAI F., TRENTINI M., TINTI F. - Variabilità genetica di *Nephrops norvegicus* del Mare Adriatico. Implicazioni per la gestione dello stock 264

Comitato Acquacoltura

Poster

ALABISO G., CECERE E., PETROCELLI A., RICCI P. - Ammonium uptake by *Gracilaria dura* (Rhodophyta, Gracilariales) from the Mar Piccolo of Taranto 268

BANDIERA P., NESCI S., TROMBETTI F., VENTRELLA V., PIRINI M., BORGATTI A.R., PAGLIARANI A. - Esposizione di *Mytilus galloprovincialis* a stagno tributile (TBT): risposta di attività ATPasiche associate con attività cellulari diverse 270

GAMBACCINI S., VANNUCCI A., ROSSETTI I., SARTINI M., FRANCESCONI B. - Progettazione e gestione di un impianto di maricoltura all'Isola di Capraia da parte di pescatori locali 272

MARICCHIOLO G., CARUSO G., GENOVESE L. - Modificazioni fisiologiche indotte da uno stress acuto nella spigola *Dicentrarchus labrax* 274

MORDENTI O., SCARAVELLI D., TRENTINI M., ZACCARONI A., GAMBERONI M. - Prove di riproduzione artificiale di *Aphanius fasciatus* mediante condizionamento ecofisiologico ed induzione ormonale 276

SAVONA B., ALEO A.E., TUMBARELLO V.A., MICCICHÈ L., SAVONA A., MAZZOLA A. - Effetti ambientali della stabulazione del tonno rosso (*Thunnus thynnus*, L. 1758): analisi del materiale sedimentato 278

SCLAFANI V., CARNEVALE I., VIZZINI S. - Trasferimento del *surplus* di alimento utilizzato per la stabulazione in gabbie del tonno rosso (*Thunnus thynnus*, L. 1758) all'interno delle reti trofiche naturali..... 280

STABILI L., LICCIANO M., CORRIERO G., LONGO C., MERCURIO M. - *Spongia officinalis* (Schmidt) (Porifera, Demospongiae) come biorimediatore in un impianto di allevamento ittico off-shore..... 282

Comitato Benthos

Poster

ABBATE M., BORDONE A., CERRATI G., LISCA A., PEIRANO A. - Variabilità della distribuzione e densità di *Ostreopsis ovata* nel Golfo della Spezia..... 286

BENFANTE M., CIMÒ G., VASSALLO C., MILAZZO M., FIORENTINO F., CHEMELLO R. - Variazioni temporali della struttura di taglia in popolazioni sfruttate di *Haliotis tuberculata* (Mollusca Gastropoda) nel Golfo di Sferracavallo (PA)..... 288

CHESSA L.A., CASOLA E., LANERA P., PAIS A., PLASTINA N., SERRA S., SCARDI M., VALIANTE L.M., VINCI D. - Esiste una corrispondenza fra i gruppi trofici dominanti nella fauna ittica ed in quella bentonica dello Stagno di Calich?..... 290

CIGLIANO M., GAMBI M.C. - The long hot summer: a further mortality event of gorgonians along the Phlaegrean Islands (Tyrrhenian Sea).. 292

COLOMBO F., VIZZINI S., SAVONA B., MAZZOLA A. - Densità e composizione isotopica di *Dendropoma petraeum* (Caenogastropoda, Monterosato, 1884): confronto tra le diverse porzioni della piattaforma a vermeti..... 294

COSENTINO A., PROFETA A. - Aspetti peculiari della polichetofauna di fondo mobile nel litorale calabro (Tirreno meridionale)..... 296

COSSU A., MARTINEZ A., RAGAZZOLA F. - Applicazione dell'analisi d'immagine allo studio della frazione fogliare della comunità epifita di *Posidonia oceanica* (L.) Delile 298

FAVA F., PONTI M., CERRANO C. - Diversità e distribuzione dei coralli molli nell'Isola di Siladen (nord Sulawesi, Indonesia)..... 300

FUDA G., PESSANI D. - Crostacei decapodi dell'infralitorale della Calabria jonica..... 302

GALLUS L., ALUIGI M.G., CHELOSSI E., FAIMALI M., MILANESE M., SARÀ A., SCINTO A. - Primo ritrovamento di *Perrierella audouiniana* (Amphipodae) come ospite della spugna mediterranea *Haliclona (Reniera) sarai*: considerazioni ecotossicologiche 304

GRAZIANO M., DI FRANCO A., FRANZITTA G., MILAZZO M., CHEMELLO R. - Effetti di differenti tipologie di impatto antropico sui *reef* a vermeti 306

GUERRIERO G., SEQUINO V., PATTI F.P. - Benthic communities analysis of the biofouling in the harbour of Naples (Italy) 308

IRACI SARERI D., DI STEFANO F., MASTASCUSA V., RUSSO G.F., CANTONE G. - Comunità di policheti macrobentonici dei fondi mobili presso Agropoli (Golfo di Salerno, Mar Tirreno) 310

LENTA V., PATTI F.P. - Stress ambientale nel polichete *Sabella spallanzanii* (Sabellidae) 312

MANGANO S., CARUSO C., MICHAUD L., BRUNI V., LO GIUDICE A. - Caratterizzazione e attività antagonistica di batteri marini associati a poriferi antartici 314

MARUSSO V., TRABUCCO B., BACCI T., VANI D., LOMIRI S., MAGGI C., NONNIS O., VIRNO LAMBERTI C. - Studio del popolamento macrozoobentonico di fondo mobile in una area dell'Adriatico centrale (Pescara) 316

MUNARI C., CARAMORI G., TUROLLA E., ROSSI R., MISTRI M. - Identificazione di aree di reclutamento per la vongola *Tapes philippinarum* nel delta del Po 318

MUNARI C., ROSSI R., MISTRI M. - Messa a punto di un modello predittivo per il reclutamento di vongole in area di nursery nella Sacca di Goro 320

MUSSAT SARTOR R., NURRA N., PESSANI D. - *Ephesiella cantonei* e *Marphysa fallax* (Annelida: Polychaeta): prime segnalazioni per il Mar Ligure 322

PETROCELLI A., CECERE E., CANTASANO N. - Summer macroalgal flora of the brackish lake of Acquatina (Frigole, Lecce, southern Italy) . 324

SFRISO A., FACCA C. - Crescita e produzione di *Nanozostera noltii* in laguna di Venezia 326

TOLA MASALA C., MELONI L., SOLINAS G., PIERGALLINI G. - Efficacia di *Hediste diversicolor* (O.F. Müller, 1776) nel biorisanamento ambientale - prove preliminari 328

TOLA MASALA C., PIERGALLINI G. - Ciclo vitale, accrescimento e oogenesi del polichete *Hediste diversicolor* (O.F. Müller, 1776) allevato in condizioni sperimentali. Risultati preliminari 330

TRENTINI M., ZACCARONI A., GRADENIGO L., SPOTO M., GUSTINELLI A., FIORAVANTI M.L. - Osservazioni parassitologiche e tossicologiche su Gobiidae del Golfo di Trieste 332

Comitato Gestione e Valorizzazione della Fascia Costiera

Poster

AZZARO F., RAFFA F., MARINI A., RINELLI P. - Caratteristiche idrobiologiche del Golfo di Gioia (Tirreno sud orientale): estate 2005 336

BECCORNIA E., RELINI M., PALANDRI G., RELINI G. - Una barriera artificiale per il ripopolamento ittico a Sanremo 338

CANESE S., GIUSTI M., SALVATI E., ANGIOLILLO M., CARDINALI A., FABRONI F., CELIA MAGNO M., GRECO S. - Note pre-

liminari sulla presenza e densità di *Hippocampus hippocampus* nella baia di Soverato, Calabria ionica 340

CINELLI F.L., BOCCALARO F., BURGASSI M., RENDE F., CINELLI F., PIAZZI L., ZANELLA M. - Utilizzo sperimentale in mare di sistemi tecnici già impiegati dall'ingegneria naturalistica terrestre 342

CRISTO B., CARONNI S., FLORIS A. - Osservazioni su *Patella ferruginea* Gmelin 1791 (Mollusca, Gastropoda) nel Golfo di Olbia 344

TRAMATI C., SAVONA A., VIZZINI S., MAZZOLA A. - Variazioni spaziali delle concentrazioni di metalli pesanti nei sedimenti di un'area portuale della Sicilia orientale 346

Comitato Necton e Pesca

Poster

BELCARI P., VIVA C., BERTOLINI D., MERCEDI S., LIGAS A. - Accrescimento di *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868) nel Mar Tirreno settentrionale 350

CORSINI M., ZAVA B. - Recent capture of *Squatina oculata* and *Squatina aculeata* from Dodecanese Islands (SE Aegean Sea, eastern Mediterranean) 352

GANCITANO V., CUSUMANO S., BADALUCCO C., RIZZO P., COMPARETTO G., SABATELLA E., FIORENTINO F. - Analisi di coorte in lunghezza del nasello (*Merluccius merluccius*, L., 1758) (Pisces - Merluccidae) nello Stretto di Sicilia 354

PERDICHIZZI A., PIRRERA L., GIORDANO D., PERDICHIZZI F., BUSALACCHI B., PROFETA A., GRECO S., RINELLI P. - Distribuzione e note biologiche di *Galeus melastomus* (Chondrichthyes, Scyliorhinidae) nel Mar Tirreno meridionale (Mediterraneo centrale) 356

SARTINI M., ROSSETTI I., FRANCESCONI B., GAMBACCINI S., VANNUCCI A., DE RANIERI S. - Osservazioni preliminari sulla biologia di *Solea lascaris* (Risso, 1810) nel Mar Ligure sud-orientale 358

SARTOR P., SILVESTRI R., SBRANA M., VOLIANI A., ROSSETTI I., BULGHERI G. - Sperimentazione di accorgimenti tecnici per la riduzione dello scarto nella pesca con reti da posta lungo il litorale livornese 360

SCARAVELLI D., GUSTINELLI A., FIORAVANTI M.L. - Biodiversità nascosta: parassiti di cheloni e odontoceti adriatici 362

SILVESTRI R., SARTOR P., BAINO R., SBRANA M., RIA M., FRANCESCONI B. - Effetti di differenti colorazioni delle reti da posta sulla composizione delle catture e sui rendimenti da pesca lungo il litorale livornese 364

STAGIONI M., MAZZONI E., MANFREDI C., VALLISNERI M. - Indagini preliminari sulle abitudini alimentari di *Lophius budegassa* (Teleostei, Lophiidae) dell'alto-medio Adriatico 366

STAGIONI M., MAZZONI E., VALLISNERI M. - Dieta del nasello in alto-medio Adriatico: note di 7 campagne di pesca a strascico 368

ZAVA B., GIANGUZZA P., RIGGIO S. - Nuova cattura di *Lobotes surinamensis* (Bloch, 1790) in Tirreno meridionale (Osteichthyes: Lobotidae)..... 370

Comitato Plancton

Poster

CAROPPO C., STABILI L. - Dinamica del picoplancton e del virioplancton nel Mar Piccolo di Taranto (Mar Ionio settentrionale) 374

DE DOMENICO M., DE LUCA M., RUGGERI G., SCARFÌ S., SMEDILE F., DE DOMENICO E. - Caratterizzazione fisiologica e tassonomica di batteri isolati nel Mar Tirreno meridionale..... 376

DE LUCA M., DE DOMENICO M., RUGGERI G., MINISSALE M.C., DE DOMENICO E. - Distribuzione di batteri luminosi nello Stretto di Sicilia 378

FACCA C., SFRISO A. - Comunità microalgali in aree della laguna di Venezia caratterizzate da popolazioni naturali e trapiantate di *Nanozostera noltii*..... 380

PANE L., GIACCO E., MARIOTTINI G.L., ROSSO M. - *Centropages typicus* (Kroyer, 1849) e popolamenti mesozooplanctonici nel Golfo del Tigullio (Mar Ligure)..... 382

SOCAL G., BENTOX-NET - Bentox-Net: un network per lo studio di *Ostreopsis* spp. e di altre microalghe bentoniche potenzialmente tossiche 384

Sessione Vari

Poster

BASILE M.A., PATTI F.P. - Mappa del gene NOS del cefalocordato *Branchiostoma lanceolatum*..... 388

FIORI F., RAMBALDI E., PELUSI P., MATARAZZO D., OTTOLENGHI F., BINDA F., PRIOLI G., GRAMOLINI R. - Definizione di un sistema informativo geografico (WebGIS) per la gestione della risorsa vongola *Chamelea gallina* in Puglia..... 390

GALANTI G., MERCATELLI L., UGOLINI A. - Sensibilità spettrale in *Talitrus saltator*: saggi comportamentali..... 392

GIANNETTO A., MAISANO M., PARRINO V., LIMETTI F., MAUCERI A., FASULO S. - Morfologia delle branchie ed espressione di metallotioneine: validi biomarkers in esemplari di *Mytilus galloprovincialis* provenienti da ambienti naturali inquinati..... 394

GIUSTI M., CANESE S., INNOCENTI C., SALVATI E., CARDINALI A., ANGIOLILLO M., GRECO S. - Un database georeferenziato per il monitoraggio della biodiversità marina..... 396

LEONORI I., PALLADINO S., BUGLIONI G., PALUMBO V. - Misure dell'apertura di maglia con il nuovo strumento OMEGA in uno studio sulla selettività della rete a strascico italiana 398

MOLA L., GAMBARELLI A., PEDERZOLI A. - Molecole regolative con possibile ruolo immunitario nell'intestino in sviluppo di *Dicentrarchus labrax* (L.) 400

NARRACCI M., CAVALLO R.A., ACQUAVIVA M.I., BIANDOLINO F., PRATO E. - *Vibrio harvey* e *Vibrio alginolyticus*: il loro effetto embriotossico in *Mytilus galloprovincialis* 402

NAVARRA E., CAVALLARO M., MORABITO A., DI NATALE A. - *Psenes pellucidus* Lütken, 1880 (Pisces: Nomeidae): segnalazione di una cattura nello Stretto di Messina e del suo mantenimento in acquario..... 404

PASTORE M., PRATO E., BIANDOLINO F. - Regime alimentare di *Anguilla anguilla* (L. 1758) nella laguna di Acquatina (Frigole, LE) 406

SCARAVELLI D., ZUCCHINI M., AFFRONTE M., FONTI P., GUSTINELLI A., ZACCARONI A. - Distribuzione di metalli pesanti in tessuti di *Caretta caretta* del nord Adriatico 408

SOMIGLI S., PASQUALI V., RENZI P., UGOLINI A. - Relazione tra bussola solare e ritmo di attività locomotoria in *Talitrus saltator* (Montagu) (Crustacea, Amphipoda) 410

STABILI L., ACQUAVIVA M.I., CAVALLO R.A., CECERE E., NARRACCI M., PETROCELLI A. - Attività antibatterica in macroalghe del Mar Piccolo di Taranto 412

UNGHERESE G., BARONI D., BRUNI P., FOCARDI S., UGOLINI A. - Esposizione al rame e concentrazione di metallotioneine in *Talitrus saltator*..... 414

VALLISNERI M., MATTIOLI G., STAGIONI M. - Le collezioni museali del Laboratorio di Biologia Marina e Pesca di Fano - Università di Bologna 416

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 3-19

S.J. Hawkins[1,2], N. Mieszkowska[1], P.S. Moschella[3], F. Pannacciulli[1], M.T. Frost[1], M.T. Burrows[5], P. Moore[1], E. Poloczanska[5], R.J. Herbert[6], D.W. Sims[1], M.J. Genner[1], R.C. Thompson[4], K. Hiscock[1], A.J. Southward[1]

[1]Marine Biological Association of the UK, Citadel Hill, Plymouth, PL1 2PB.
[2]School of Ocean Sciences, University of Wales Bangor, Menai Bridge, Anglesey, LL59 5AB.
[3]CIESM, 16 bd de Suisse, MC 98000, Monaco.
[4]University of Plymouth, Drakes Circus, Plymouth, PL4 8AA.
[5]Scottish Association for Marine Science, Dunstaffnage Marine Laboratory, Oban, PA37 1QA.
[6]University of Bournemouth, Talbot Campus, Poole, Dorset, BH12 5BB.

CONSERVING BIODIVERSITY OF SEAS AND COASTS IN A RAPIDLY CHANGING WORLD

CONSERVAZIONE DELLA BIODIVERSITÀ DEI MARI E DELLE COSTE IN UN MONDO CHE CAMBIA RAPIDAMENTE

Abstract - *Growing human populations are putting increasing pressure on our seas and coasts as well as contributing to accelerating climate change due to greenhouse emissions. In order to conserve biodiversity and ensure its important role in ecosystem functioning, adaptational strategies are required to manage the interactions of climate change operating on large spatial and temporal scales with more regional and localized impacts. In order to do this long-term monitoring coupled with shorter term process-oriented studies are essential to interpret past changes and to forecast future states via modelling. This paper draws on the work of the Marine Biological Association stretching back 100 years to demonstrate that observed changes in biological systems have already occured in response to climate change. This includes long-term data sets of hydrography, plankton, benthos and fish in the Western English Channel. Staff from the MBA have also undertaken broadscale surveys and time-series observations of the rocky intertidal from around the UK and European coastlines. The need to manage interactions between climate change which is inevitable in the short to medium term (next 50 years) and those regional and local impacts which are manageable such as sea fishing, coastal development including sea defences and the invasion of non-native species.*

Introduction - Global climate is changing at a rate unprecedented during the last millennium (Hulme *et al*., 2002) due to anthropogenic atmospheric emissions (Houghton *et al.,* 2001; IPCC, 2001, 2007; Oreskes, 2004). Growing human populations are also putting local and regional pressure on our seas and coasts. Ecosystems and species will respond to these rapid alterations in climate as well as local and regional scale impacts. To enable sustainable stewardship of the seas it is therefore vital to measure responses of climate change on marine ecosystems at a variety of scales in order to separate global drivers from regional and local impacts thereby allowing adaptive management.

There is increasing concern regarding the impacts of climate change for the conservation and management of marine biodiversity (Fields *et al*., 1993). As climate warming continues, a general pole-ward shift in species ranges is expected as species respond to the alteration of suitable 'climate space' they can inhabit (Graham & Grimm, 1990; Fields *et al*., 1993; Southward *et al*., 1995; Parmesan, 1996; Sagarin *et al*., 1999) and cause extensive changes in marine assemblages (Fields *et al*., 1993; Schneider, 1993; Vitousek, 1994; Bianchi, 2007). Individual species are likely to respond to rapid temperature increases at different rates due to differences in their metabolism, physiological processes and behaviour (Inouye *et al*., 2000; Sims *et al*., 2004), which will influence adult growth and survival, reproductive output, phenology and recruitment success (Lewis, 1996; Walther *et al*., 2002; Herbert *et al*., 2003; Sims *et al*., 2004).

Contractions and expansions of geographic range edges will lead to species both being lost from and introduced to assemblages. Such changes are most likely to be observed initially at the periphery of the geographic range of a species, where environmental conditions are such that an organism is already experiencing temperatures

close to its thermal limits (Lewis, 1986). But there may also be local or regional heterogeneity within the geographic range of a species in response to different changes in the temperature regime due to local factors such as tidal regime (Helmuth *et al*., 2002, 2006). Such changes will in turn influence the outcomes of species interactions such as competition, facilitation and predation, ultimately altering the structure of communities and marine ecosystem processes (Bertness *et al*., 1999; Helmuth *et al*., 2005; Parmesan *et al*., 2005; Harley *et al*., 2006; Moore *et al*., 2007). Climate change could also cause widespread 'local extinction' of species which could scale up to global extinctions in those species that are unable to adapt or respond to fluctuations in their physical environment (Grabherr *et al*., 1994; Thomas *et al*., 2004) or have nowhere to go such as in the Adriatic Sea (Bianchi, 2005). Thus the effects of climatic variability on the distributions of plants and animals and their interactions must be measured in order to understand and ultimately forecast changes in marine ecosystems.

In this paper we review recent changes in the climate of northern Europe in general and the British Isles in particular. We then highlight long-term and broadscale studies conducted primarily by the Marine Biological Association in Plymouth which help to disentangle various consequences of climate change for coastal and nearshore ecosystems from regional or localised impacts. After summarising responses of marine species and ecosystems to climate change we then focus on the following issues: firstly we consider separation of climate change responses from fishing impacts in the English Channel; secondly we consider the possible impacts of artificial structures including their role in range extensions in the Western English Channel; thirdly we consider the interaction of climate change with the introduction of non-native species. We conclude by briefly considering the need for networks of Marine Protected Areas both to protect biodiversity and to act as reference areas to disentangle local impacts from global change. Such networks are essential to provide insurance in a rapidly changing world against shifts in distribution leading to localised extinctions. They also provide the framework for future monitoring and hence adaptive management.

Recent changes in climate and forecasts of future states - The marine climate of the North East Atlantic has been warming faster than the global average rate of change since the 1980s (Hulme *et al*., 2002). British coastal waters have shown a general warming trend, with annual sea surface temperatures (SST) increasing by up to 1.0 ºC (Fig. 1) (Hawkins *et al*., 2003; Southward *et al*., 2005; Woehrling *et al*., 2005). Seasonal differences in the rate of warming have also been detected, with winter sea temperatures increasing at a greater rate than summer temperatures since the 1980s (Mieszkowska *et al*., 2006). The North Atlantic Oscillation (NAO) is the main mode of winter atmospheric circulation variability over the North Atlantic causing atmospheric forcing of hydrographic circulation in the North Atlantic via complex atmosphere-ocean coupling (Walker & Bliss, 1932; van Loon & Rogers, 1978). During a positive NAO event, Britain and northern Europe experience warmer and wetter winters. Warm water is also transported further north along the European continental shelf. When the NAO flips to a negative event, winters are colder and drier. In addition, the North Atlantic Current follows a more southerly track and winter SST around the British coastline are colder (Pingree, 2002). Over the last 25 years the frequency and magnitude of NAO positive index events has increased and winter sea surface temperatures have increased in British coastal waters. Changes in the NAO regimes have also driven a shift in seasonality of precipitation, with winters becoming wetter and summers drier, and storm events occurring more frequently over the last 3 decades (Hulme *et al*., 2002).

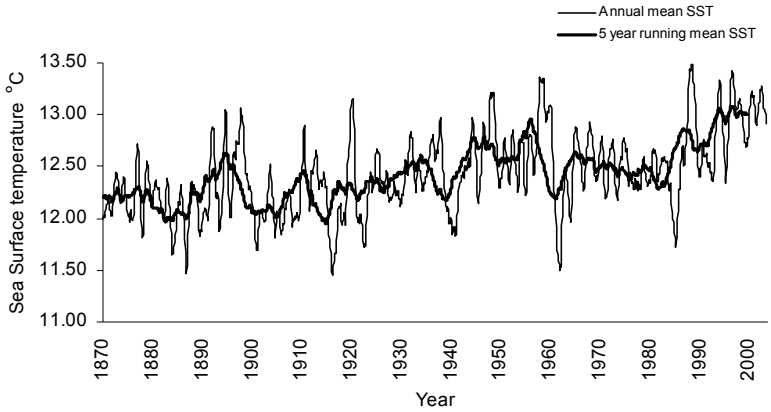


Fig. 1 - Annual mean sea surface temperature (SST) in the Western English Channel (50-51° N, 4-5° W). Met Office - GISST/MOHMATN4/MOHSST6 - Global Ice coverage and SST (1856-Feb 2003) data provided to the MarClim project by kind permission of the British Atmospheric Data Centre (BADC).

Temperatura media annuale superficiale (SST) nella parte occidentale del Canale della Manica (50-51° N, 4-5° W). Met Office - GISST/MOHMATN4/MOHSST6 – Copertura globale del ghiaccio e SST (1856-Feb 2003), dati forniti al progetto MarClim per gentile concessione del Centro Britannico Dati Atmosferici (BADC).

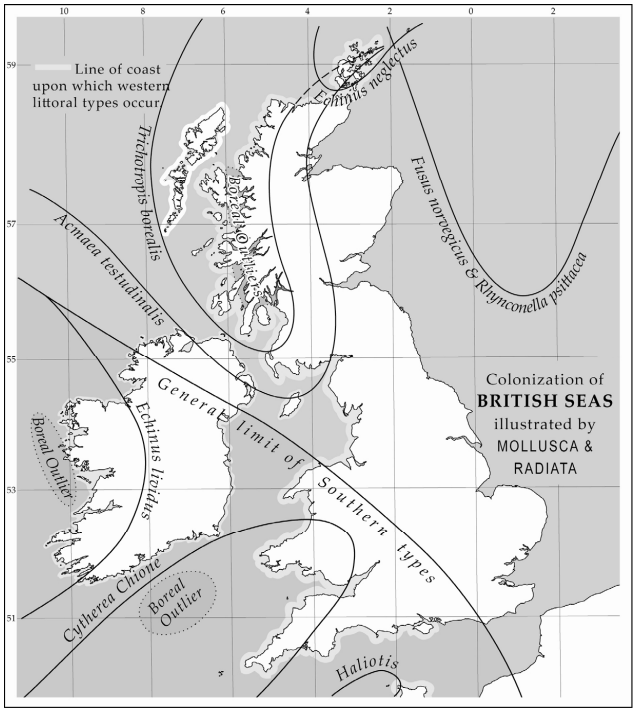


Fig. 2 - Biogeographic transition zone between warm Lusitanian and cold boreal waters. Taken from Forbes, 1858, A.K. Johnson's Physical Atlas (also in Hiscock *et al*., 2004).

Zona di transizione biogeografica tra le calde acque Lusitaniche e quelle fredde boreali. Preso da Forbes, 1858, Atlante Fisico di A.K. Johnson (anche in Hiscock et al.*, 2004).*

Global climate models suggest further warming of 0.5-1.0 ºC (depending on the emissions scenario) in the seas around Britain during the twenty first century (Houghton *et al*., 2001), although regional models forecast even greater rises in areas such as the English Channel, which may warm by as much as 4.0 ºC (Hughes *et al*., 2002). The frequency and strength of NAO positive phase events have also been forecast to increase as global warming continues, increasing the frequency of warm, wet winters (Hurrell, 1997).

Species distributions in a changing world - The ranges of marine species show close correlation with thermogeographic provinces, and many of the early biogeographic studies that linked environmental temperature with global species distributions form the basis of many ecological principles still upheld to date (Orton, 1920; Andrewartha & Birch, 1954; Hutchins, 1947; Briggs, 1974). Climate-driven changes to marine systems are likely to be especially evident in the coastal waters of Britain, Ireland and northern France as many species reach their northern or southern limits of distribution close to the biogeographic transition zone between cold boreal and warm lusitanian waters that occurs in this region (Fig. 2) (Forbes. 1858; Lewis. 1964; Southward & Crisp. 1954; Crisp & Southward, 1958; Fischer-Piette & Gaillard, 1959; Hiscock *et al*., 2004). Species colonizing the British Isles and Ireland after the last Ice Age show complex patterns with multiple range edges around Ireland, in the Irish Sea (Northern Ireland and Wales) north Scotland and the English Channel. Other major boundary zones in Europe occur in northern Portugal and in the Basque region due to the influence of upwelling in northern Spain and Portugal, leading to colder surface waters. Further north in Europe, several species reach their northern limits in Norway or Iceland.

The geographic distributions of species inhabiting the rocky shores of Europe have been documented at various periods throughout the twentieth century. Intensive and wide ranging surveys were made in the 1930s, 1940s and 1950s by Fischer-Piette (Fischer-Piette, 1935, 1936, 1955; Crisp & Fischer-Piette, 1959) along the Atlantic coastlines of France, Spain, Portugal and North Africa. Crisp and Southward made similar surveys around the coastlines of Britain and Ireland during the 1950s (Southward & Crisp, 1954; Crisp & Southward, 1958). These datasets are particularly valuable within the context of climate change monitoring as they provide extensive baselines from which to measure the rate and extent of changes in distribution and abundance of intertidal species during periods of warming and cooling over the past 70 years (Southward *et al*., 1995). In addition, quantitative time-series of the abundance of warm and cold water species of barnacles since the 1950s (Southward, 1991) and limpets since 1980 (Hawkins, unpublished data, Southward *et al.,* 1995) have also been collected from shores in south west England. As a result the fluctuations in abundances of warm and cold water species, and their relative dominance on shores where they co-exist have been analysed in response to fluctuating climatic conditions throughout the twentieth century (Southward, 1967, 1980, 1991; Southward & Crisp, 1954; Southward *et al*., 1995, 2005).

The Marine Biodiversity and Climate Change Project (MarClim) was established in 2001 to assess and forecast the influence of climate change on rocky intertidal biodiversity in Britain and Ireland. It combined historical data with contemporary resurveys at over 500 rocky shores (Fig. 3) to provide evidence of changes in abundance, population structure and geographical distribution of intertidal species in relation to recent climate warming (Mieszkowska *et al*., 2005). MarClim survey protocols used the same semi-logarithmic abundance scale (ACFOR) as used in the original baseline surveys made my Southward and Crisp in the 1950s (Crisp & Southward, 1958) to map the distribution and range limits of over 50 species of invertebrates and macro-

algae of both cold and warm water origins. In addition, quantitative, replicated data on the abundance and population dynamics of key species of barnacles, limpets and trochids was collected at locations spanning sites at the range edges to locations closer to the centres of distribution. The data for trochids were compared to studies made in the 1960s, 1970s and early 1980s from the Wellcombe Marine Laboratory, Robin Hood's Bay, University of Leeds by Lewis and co-workers, immediately prior to the onset of the current period of climate warming (Williamson & Kendall, 1981; Garwood & Kendall, 1985; Kendall & Lewis, 1986; Kendall, 1987).

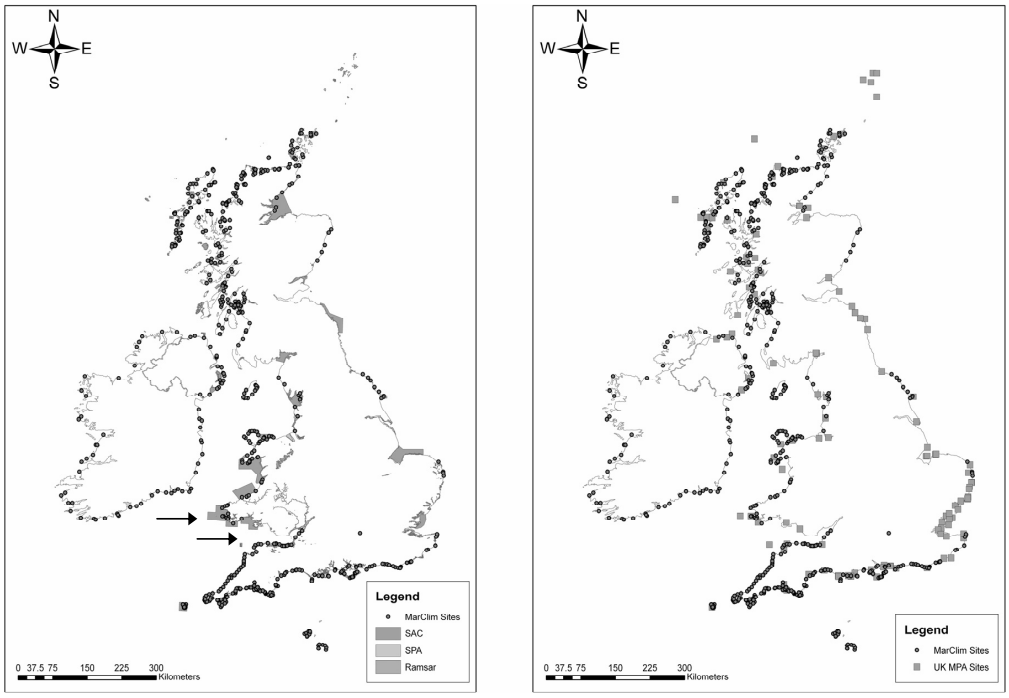


Fig. 3a,b - Sites with historical intertidal data (1950s-1980s) also resurveyed by the MarClim team from 2001-2005.

Siti con dati storici sull'intertidale (1950-1980) e che sono stati rimonitorati dal gruppo MarClim dal 2001 al 2005.

The results of MarClim show that major changes have already occurred in the geographical extent and abundance of both cold and warm water intertidal species in Britain since the onset of the current period of climate warming (Tab. 1). Range extensions have occurred at the northern limits of the geographical distributions of several typically southern, warm water species including the barnacle *Chthamalus montagui*, the trochids *Osilinus lineatus* and *Gibbula umbilicalis* and the macroalga *Bifurcaria bifurcata* since the mid-1980s in Wales, Northern Ireland and Scotland, including greater penetration around the north of Scotland into the colder North Sea (Mieszkowska *et al*., 2006). Eastward range extensions of southern species including *Balanus perforatus* (Herbert *et al*., 2003)*, Patella ulysipponensis, Melaraphe neritoides, G. umbilicalis* and *O. lineatus* have also occurred since the mid-1980s in the English Channel (Mieszkowska *et al*., 2005; Hawkins, Mieszkowska, Moschella & Herbert, unpublished data). The rates of change exceed most of those documented in terrestrial systems (Parmesan & Yohe, 2003; Mieszkowska *et al*., 2006).

The northern, cold-water species *Tectura testudinalis,* (tortoiseshell limpet) and *Alaria esculenta* (brown alga) have shown small retractions in their southern distributional limits and declines in abundance at populations close to these range edges. The northern barnacle *Semibalanus balanoides* and the limpet *Patella vulgata* have also declined in abundance relative to southern barnacles (*Chthamalus* species) and limpets (*Patella depressa*) (Southward, 1991; Southward *et al.,* 1995, and unpublished observations Hawkins & Mieszkowkska). In general the rate of recession of northern

Tab. 1 - Changes in distribution during current period of rapid warming (from Mieszkowska *et al*., 2005).

Cambiamenti nella distribuzione durante l'attuale periodo di rapido riscaldamento (da Mieszkowska et al.*, 2005).*

Species	Species type	Previous Eastern limit	Range Extension	Previous Northern limit	Range Extension	Comments
Gibbula umbilicalis	Southern	Isle of Wight	Beachy Head (125km)	Skerray (1985)	Fresgoe (55km)	
Osilinus lineatus	Southern	Lyme Regis	Osmington Mills (55km)	Lleyn Peninsula (1964)	North Anglesey (40km)	Isolated individuals as far east as Isle of Wight
Patella depressa	Southern	Isle of Wight	Hayling Island (30km)	Porth Oer (1952)	Cricceith (cut back after cold winter 1962/63)	Isolated individuals on Anglesey prior to 1962/3 & 1980s
Patella ulyssiponensis	Southern	Isle of Wight	Seaford (120km)		None evident	Northern limit Norway
Chthamalus montagui	Southern	Isle of Wight	None evident	Orkney	Pittenweem (140km)	Now Common in Orkney
Chthamalus stellatus	Southern	Isle of Wight	None evident	Shetland	Cove Bay, Aberdeenshire (40km)	Now Abundant in Orkney
Balanus perforatus	Southern	Isle of Wight	Fairlight Cove, Kent (170km)	South Wales		
Bifurcaria bifurcata	Southern	Dartmouth, Devon	Portland Bill (150km)	Wales	Under verification	Previous records incorrect, range being verified
Alaria esculenta	Northern	Salcombe, Devon	Dodman Point, South Cornwall (120km)	Present in Robin Hood's Bay in 1980s	Not present in Robin Hood's Bay 2004.	Disappeared from much of the western English Channel in 1950s. Did not recover post 1963.
Tectura tessulata	Northern			Dublin and Anglesey	Loss of species from south of Isle of Man since 1980s	Only recorded in north Scotland in 2002 and 2004

species is not as fast as the rate of advance of southern species. These changes are likely to lead to a short-term increase in biodiversity in British intertidal systems as the overlaps in their biogeographical ranges increase. In the longer term, however, biodiversity is likely to decline due to the loss of northern species from shores at the periphery of their distribution due to exposure to adverse environmental conditions.

Synchronous increases in abundance have been recorded in populations of southern trochids throughout Britain and northern France since the mid-1980s. These increases in abundance are linked to warming in the regional climate. Annual reproductive cycles of southern trochids are commencing earlier in response to milder winters and warmer springs, coupled with increased survival of newly settled recruits exposed to milder, shorter winters on the shore (Mieszkowska *et al*., 2007). The annual reproductive cycles of southern limpets are also starting earlier and lasting longer in south-west Britain. In contrast, less than 20% of the population of northern limpets are reaching gonad development stages at which spawning can occur (Moore, 2005). Fluctuations of northern and southern barnacle species have been related to climate change, using historical data collected by Southward and advanced statistical methods. These data have been used for hindcast and forecast modelling using UKCIP climate scenarios to create more biologically realistic predictions of species responses to climate change (Poloczanska *et al.,* in review).

Comparisons with offshore ecosystems - Changes on the shores around the British Isles reflect changes offshore in plankton (Beaugrand *et al.,* 2002, 2004) and fish (Genner *et al*., 2004; Perry *et al*., 2005). The Continuous Plankton Recorder survey operated by the Sir Alister Hardy Foundation for Ocean Science (SAHFOS) has shown major changes in distribution of zooplankton species with warm water (southern) species being more prevalent around the British Isles. Once common colder water (northern) species are retreating polewards. Historical switches between herring (cold water) and pilchard (also called sardines, warm water) have been known to occur since the Middle Ages and have long been linked to climate (Van Loon & Rogers, 1978; Southward *et al*., 1988). The herring fishery off Plymouth disappeared during a period of warming in the 1930s. It did not return in the subsequent colder period between the 1960s and 1970s, perhaps because of the poor state of adjacent source stocks due to massive overfishing in the 1970s and 1980s (Hawkins *et al*., 2003). Similarly for demersal fish, the 'gadoid outburst' in the North Sea occurred despite increased fishing mortality between the 1960s and 1980s (Pope & Macer. 1996; ICES, 2002) and was driven by an increase in cod recruitment during an episode of cooler climatic conditions. A similar event seems to have occurred in the English Channel after the cold winter of 1962/1963 (Southward *et al*., 1988; Southward *et al*., 1995; Sims *et al*., unpublished).

Long-term observations off Plymouth have shown changes in composition of demersal (Genner *et al*., 2004) and pelagic fish species (Hawkins *et al*., 2003; Southward *et al*., 2005). Southern species were more prevalent in the 1950s which was a warmer decade, whilst cold water species (gadoids) did well in the colder period of the 1960s to the early 1980s. In this century, warm water species such as breams and red mullet have become more prevalent again and at higher levels than the 1950s. Unfortunately the composition of fish assemblages is influenced by both fishing and climate-driven changes, so it can sometimes be difficult to disentangle these interacting factors. Preliminary analyses of the Plymouth fish time-series using Principal Components Analysis (PCA) suggest that around 24% of the total variation can be explained by climate (PC1) (Genner *et al*., 2004). Around 20% may be attributable to fishing (PC2) but further analysis is underway to confirm or reject this interpretation. As is often the case in ecological studies, the remainder is un-explained

probably reflecting inherent natural spatial and temporal variability of marine ecosystems.

The fluctuations in offshore systems have long been known to be mirrored in the intertidal zone (Southward, 1963, 1980; Southward *et al*., 2005). Thus intertidal species can provide cheap and reliable indicators of climate change and for the British coastal zone, not experience the confounding influence of human impacts such as fishing. However, in France, Spain, Portugal and much of the Mediterranean, intertidal and shallow water species including stalked barnacles, limpets, trochids and sea urchins are heavily exploited which poses problems for their use as indicators.

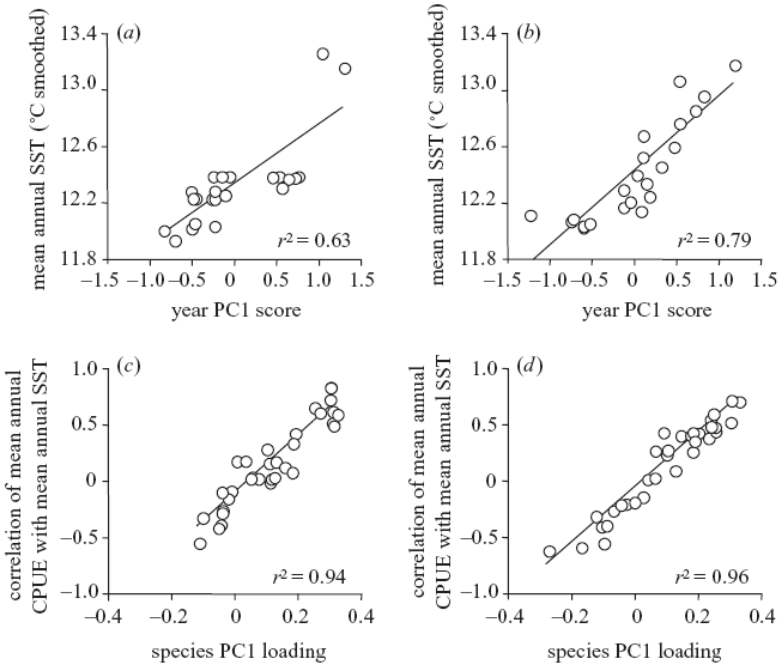


Fig. 4 - Relationship of PC1 with smoothed annual mean SST for a) the English Channel and b) the Bristol Channel (from Genner *et al.,* 2004).

Relazione tra PC1 e media annuale di SST per a) Canale della Manica e b) Canale di Bristol (da Genner et al.*, 2004).*

Climate can also act indirectly via large-scale atmosphere–ocean coupling, dispersal of eggs and larvae within current systems, changes in turbulence, the timing and abundance of food supply, and levels of predation (Beaugrand *et al*., 2003; Chen *et al*., 2005; Sundby & Fossum, 1990). The spatial extent of trends in recruitment regulation for cod, haddock and herring stocks across the North Atlantic suggests that the driving force is operating over a large area rather than through local biological interactions (Koslow, 1984). This may be due to the direct effects of climate, or climate-driven changes in biological systems. Relationships between the North Atlantic Oscillation (NAO) index with the physical environment and biological responses of the north-east Atlantic ecosystems have been well established (Hurrell & Van Loon, 1997; Pingree, 2002; Reid, 2001; Sims *et al*., 2001; Southward *et al*., 1980; Stenseth *et al*., 2002). The NAO index has been linked to changes in recruitment success of most cod stocks in this region (Ottersen *et al*., 2001), particularly via the direct effects

of environmental temperature on larval and juvenile growth and survival (Attrill & Power, 2002; Dippner, 1997; Ottersen *et al*., 1994; Stige *et al.,* 2006). When all north-east Atlantic cod stocks are combined within a single recruitment model, a significant geographic pattern between the strength of the NAO and recruitment is evident, with stock-specific trends emerging (Stige *et al*., 2006). It seems unlikely that global climate warming is the primary factor causing the decline in fish numbers, but evidence suggests that it may be exerting additional pressures on already overexploited stocks by further reducing recruitment rates that are already low due to reduced spawning stock biomass (SSB).

Artificial structures - Other facets of global environmental change are rising sea levels and stormier seas (IPCC, 2007). Coupled with subsidence of the coast following past glacial rebound, many areas of low-lying coastline are facing greater risk of flooding in northern Europe, especially in the eastern English Channel and North Sea coasts and in parts of the Irish Sea. This risk has led to proliferation of coastal defences to protect property, agricultural land and infrastructure such as roads and railways. Localized defences can scale up to whole coastlines, for example in the Mediterranean (Airioldi *et al*,. 2005; Moschella *et al*., 2005) and on the coasts of the northern Irish Sea and eastern English Channel and North Sea. These developments can have severe impacts with loss of sedimentary habitats and their replacement with artificial rocky shores with an impoverished biota (Moschella *et al*., 2005).

The influence of Low Crested Structures (LCS) on sediment characteristics and soft-bottoms assemblages was investigated by the MBA at Elmer (West Sussex) and North Wirral (Liverpool), located on the south and west coasts of England respectively as part of the Italian-led DELOS project. The study showed that the construction of LCS causes modifications in the sediment characteristics and the associated infaunal communities. The magnitude of these changes on depositing shores can, however, vary considerably depending on the environmental setting where the breakwaters are built. Dissipative beaches like the sandflats in Liverpool tend to be strongly affected by the construction of LCS in the intertidal zone. The sediment surrounding the landward side of the structures becomes much finer and muddier because of the reduced hydrodynamics and as a consequence the habitat becomes highly modified. This leads to reduction or disappearance of species normally present but at the same time creates new conditions for species more suitable to the new type of habitat. In the case of a more reflective and exposed beach such as Elmer, LCS seem to have a minor impact on sediment community. This type of beach is characterized by intermediate wave exposure and wave energy and shows a higher variability in terms of sediment and infaunal communities. Changes in sediment characteristics and in the infaunal community still occur but are less evident and often obscured by the natural variation (Martin *et al.,* 2005).

The extent of the impacts on depositing shores appears to be also influenced by the type of structure. In Liverpool, the two LCS are shore connected and the base of the structure consists of small rocks, with diameter generally under 2.5 m. Despite the concrete T units being very porous, water flow through the base of the structure is minimal. Water movement on the landward side is therefore much reduced, creating local sheltered conditions. At Elmer, the rock islands do not have a core and the pores of the structures are relatively large, allowing greater water flow from the seaward to the landward side of the structures. The presence of a series of structures also contributes to create zones of turbulence and local currents on the landward side. As a result, sediment characteristics on the landward and on the seaward side are relatively similar providing therefore very similar habitats (Martin *et al*., 2005).

Changes in sediment characteristics and infaunal communities are an inevitable

consequence of the construction of LCS. Some of these changes, however, are not necessarily negative. For example, the studies described above showed that, despite the differences observed between landward, seaward and control areas, the overall habitat diversity and species diversity increased along the stretch of coast where the LCS are built.

Such large-scale coastal modification can also influence biogeographic processes. For example, recent range extensions of rocky shore species in the eastern English Channel are probably the result of a combination of increased reproductive success and the provision of artificial habitat (sea defences, marinas, seaside piers) as stepping stones for advance across patches of unfavourable habitat. The question that needs to be asked is: are these changes desirable, even if they are considered "positive"? The answer from the ecological viewpoint is probably no, as the principle is to maintain ecosystems in their most natural conditions, and protect them from any human intervention. The effects of LCS on soft-bottoms should be therefore minimised, notwithstanding localised increases in diversity around some structures and the creation of new habitat.

Climate change and non-native species - Introductions of non-native species are increasing globally due to increases in maritime shipping, aquaculture, mariculture, the aquarium trade and imported live bait. Ballast water, hull fouling and intensive culture practices have been identified as high risk vectors for the introduction of invasive non-native species into the marine environment. There is also evidence that such introductions are more likely in a warmer world (Stachowitz *et al*,. 2002).

The importation of shellfish species for aquaculture and mariculture businesses in the UK (e.g. the Pacific oyster *Crassostrea gigas*) was initially sanctioned due to their inability to breed in the relatively colder waters around the British coastline (Utting & Spencer, 1992). Since the mid 1980s, global climate change has led to warming of the coastal seas of the UK and inshore sea temperatures are now sufficient to allow successful reproduction of these introduced species. This has resulted in aggressive colonization of areas outside their site of cultivation, often to the detriment of native congeners which are outcompeted by the non-native species. Once non-natives become established in the natural environment there are few barriers to prevent further spread. There are potential impacts for local biodiversity and ecosystem functioning. Control measures are labour-intensive and may cause harm to non-target native species. Furthermore, *C. gigas* does well on artificial structures including sea defences which is a further interaction between climate change and other impacts. The introduction of non-native species from different biogeographical realms can be considered as a facet of global environmental change leading to homogenization of biotas.

Adaptive management of the marine environment - A network of onshore and offshore observations is required to monitor ecosystem responses to rapid climate warming. In the UK the Marine Environmental Change Network (MECN) is a Department For Rural Affairs-funded initiative to do just this. MECN co-ordinates and centrally catalogues multiple datasets of physical and biological parameters from marine laboratories across Britain to allow a central focus for integrated research into the effects of climate on marine ecosystems. The Western Channel Observatory that will be run by the Marine Biological Association and Plymouth Marine Laboratory from 2007 will also collect, archive and provide data collected from *in situ* sampling and provide ground-truthing with remotely sensed data. This will ensure effective co-ordination and synthesis of physical and biological datasets and ensure standardization of data collection. This local approach will be put in context by the

work of the Continuous Plankton Recorder work of the Sir Alister Hardy Foundation for Ocean Science. It is only with co-ordinated, multidisciplinary studies and monitoring schemes such as these that the rate, nature and locations of the impacts of future climate warming can be forecast with confidence.

Climate change is causing shifting baselines from which additional anthropogenic and natural perturbations must be distinguished. This is of particular importance with regard to the development of policy and management frameworks for the UK marine environment with the need for long-term observations to enable the separation of natural and anthropogenic change often emphasised (Hardman-Mountford *et al*,. 2005; Frost & Hawkins, 2007). Policy initiatives currently being developed at a UK and European level (Tab. 2) are explicit in their requirement to take account of climate change in particular. For example, the UK Government clearly states the

Tab. 2 - Key Marine Issues where climate change will have an impact and management measures in place (from Lafolley *et al.,* 2006).

Principali problematiche marine per le quali il cambiamento climatico avrà un impatto e saranno necessarie misure di gestione (da Lafolley et al*., 2006).*

Management Measures	Coverage	Issues
OSPAR	International	Changes to components of the Gulf Stream
ICES / CIESM	International	Circulation
Ramsar Convention	International	Climate change impacts on offshore fisheries
Convention on Biological Diversity	International	and quotas
Sustainable Development Strategies	International	Distinguishing climate change impacts from
Birds Directive	European	fishing impacts
Water Framework Directive	European	Species vulnerability to climate change
Environmental Impacts Assessment	European	Species distributions, range shifts and
Directive	European	impacts on fixed boundaries of designated
Habitats Directive	European	sites
Common Fisheries Policy	European	Impacts on marine species as sustainability
Strategic Environmental Assessment	European	indicators
Directive Environmental Liability	European	Spread of alien species as opposed to
Directives European Marine	European	changes in species ranges
Strategy EU ICZM Guidance	European	Climate change impacts on pollutants, and
Sites of Special Scientific Interest	Regional	knock-on effects on marine biota
Marine Nature Reserves	Regional	Climate change adaptation (e.g. managed
National Biodiversity Strategies	Regional	realignment) and coastal wetlands
Marine Stewardship Reports	Regional	Climate change impacts on inshore aquaculture
		Development of data systems (e.g. Marine Recorder) to note species absence as well as presence

need to take into account a changing environment due to the effects of climate change when setting objectives as part of a UK Marine Bill (Frost & Hawkins, 2006). At the European level, the EU Marine Strategy Directive (EC 2005) sets forth a proposal to achieve "*good environmental status*" by 2021 but recognizes that the definition of 'good environmental status' should be "*dynamic and flexible*" due to the "*dynamic nature of marine ecosystems and their natural variability*".

Marine Protected Areas are currently being planned and established around the UK coastline as part of the EU Habitats Directive and the proposed UK Marine Bill. To date there are only two in the UK (Lundy and Skomer) and one in Ireland (Lough Hyne), with only Lough Hyne and Lundy having no-take zones. This contrasts with the much greater coverage in Italy, although designation has not always led to full enforcement. It is imperative that the shifting baseline caused by a warming climate is taken into consideration when determining the siting and management plans of these conservation areas as species are likely to continue to shift their geographic distributions in response to climate change. Thus it is essential that they are networked to enable strong connectivity between them to enable both advances and retreats of species in response to climate change. Furthermore, highly protected areas where all other impacts are minimized are ideal locations for establishing monitoring stations to disentangle global environmental change from local (e.g. point source pollution, recreational activities, small scale fishing, sea defences) and regional impacts (e.g. large scale fishing effects, eutrophication and extensive coastal modification due to urbanization).

Conclusions - There is growing concern about human influence on marine ecosystems but societal response is compromised by the inability to separate anthropogenic from 'natural' changes. This limitation results from lack of adequate baselines and uncertainty as to whether observed changes

are local or on a broad scale. Research carried out on time-series of biological data by the Marine Biological Association and Sir Alister Hardy Foundation for Ocean Science have shown that in order to detect the effects of climate change on the biogeographic distributions of species and the effects on marine ecosystems it is necessary to analyse long-term biological datasets. These studies are the first stage in identifying the responses of natural systems to climate change, but are limited by their correlative approach. Further investigation is required into the biological mechanisms by which species are responding to rapid climatic fluctuations through observed changes in distribution and abundance. Range limits are determined by a complex interplay between physical, physiological and ecological processes interacting with the organism at the individual physiological and population level. Responses can be similar within closely related species, but vary in rate, direction and extent across taxa, highlighting the need for research into individual species responses and the subsequent effects at the community and ecosystem levels. The impacts of indirect effects of climate change including biological interactions also require more in-depth investigation to tease apart the various driving factors causing the observed changes in biogeography and population level changes and the consequences at the community and ecosystem level.

The influence of factors other than temperature including ocean acidification, sea level rise, stormier seas and the impact of artificial coastal defence structures must also be taken into consideration in forecasts of future states of rocky intertidal ecosystems. Global environmental change is already having substantial effects on marine systems through the direct effects of climate warming and sea level rise, and indirect effects via interactions with additional anthropogenic factors including fishing and the construction of artificial defences. Whilst we have made significant progress in identifying current impacts, there are still considerable knowledge gaps that research must address in order to improve our understanding of climate change and increase our ability to accurately forecast future impacts on marine biodiversity. The inertia in the climate system means that society is likely to have to live with warmer, stormier seas for the next 50 years. The work of MarClim and follow-up studies inform adaptational strategies to cope with a rapidly changing world.

Acknowledgements - The MarClim project was funded by a consortium grant from Natural England, Scottish Natural Heritage, DEFRA, Countryside Council for Wales, Scottish Executive, JNCC, The Crown Estates, States of Jersey and WWF. DELOS was an EU fp5 funded project EVK3-2000-22038. S.J. Hawkins was funded by NERC Grant-In-Aid to the MBA and this contribution forms part of knowledge transfer and research under Theme 10 (Sustained Observations) in the Oceans 2025 Strategic Science Programme funded by NERC.

References

AIROLDI L., ABBIATI M., BECK M.W., HAWKINS S.J., JONSSON P.R., MARTIN D., MOSCHELLA P.S., SUNDELÖF A., THOMPSON R.C., ÅBERG P. (2005) - An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other hard coastal defence structures. *Coastal Engineering,* **52**: 1073-1087.

ANDREWARTHA H.G., BIRCH L.C. (1954) - *The distribution and abundance of animals*. University of Chicago Press, Chicago.

ATTRILL M.J., POWER M. (2002) - Climatic influence on a mairne fish assemblage. *Nature,* **417**: 275-278.

BEAUGRAND G., REID P.C., IBANEZ F., LINDLEY J.A., EDWARDS M. (2002) - Reorganization of North Atlantic Marine Copepod Biodiversity and Climate. *Science,* **296**: 1692-1694.

BEAUGRAND G., BRANDER K.M., LINDLEY J.A., SOUISSI S., REID P.C. (2003) - Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. *Nature,* **426**: 661-664.

BERTNESS M.D., LEONARD G.H., LEVINE J.M., BRUNO J.F. (1999) - Climate-driven interactions among rocky intertidal organisms caught between a rock and a hot place. *Oecologia,* **120**: 446-450.

BIANCHI C.N. (2007) - Biodiversity issues for the forthcoming tropical Mediterranean Sea. *Hydrobiologia,* **580**: 7-21.

BRANDER K.M. (1995) - The effect of temperature on growth of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). *ICES Journal of Marine Science,* **52**: 1-10.

BRIGGS J.C. (1974) - *Marine Biogeography*. McMillan, New York.

CHEN Q., CHAN K.S., LEKVE K., TORSTENSEN E., GJØSÆTER, OTTERSEN G., STENSETH N.C. (2005) - Population dynamics of cod *Gadus morhua* in the North Sea region: biological density-dependent and climatic density-independent effects. *Marine Ecology Progress Series,* **302**: 219-232.

COOK R.M., SINCLAIR A., STEFÁNSSON G. (1997) - Potential collapse of North Sea cod stocks. *Nature,* **385**: 521-522.

CRISP D.J., SOUTHWARD A.J. (1958) - The distribution of intertidal organisms along the coasts of the English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, **37**: 157-208.

CRISP D.J., FISCHER-PIETTE E. (1959) - Repartition des Principales Especes Interastidales de la Cote Atlantique Francaise en 1954-1955. *Annales Institut Oceanographique Monaco,* **36**: 276-381.

CUSHING D. (1995) - *Population production and regulation in the sea: a fisheries perspective.* Cambridge University Press: 1-354.

DIPPNER J.W. (1997) - Recruitment success of different fish stocks in the North Sea in relation to climate variability. *Deutsche Hydrographich Zeitschrifte,* **49**: 277-293.

EC (2005) - Proposal for a Directive of the European Parliament and of the council establishing a framework for community in the field of Marine Environmental Policy (Marine Strategy Directive). COM (2005) 505 Final. SEC(2005) 1290) 104 EC.

EDWARDS M., RICHARDSON A.J. (2004) - Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature,* **430**: 881-884.

FIELDS P.A., GRAHAM J.N., ROSENBLATT R.H., SOMERO G.N. (1993) - Effects of expected global climate change on marine faunas. *Trends in Ecology and Evolution*, **8**: 361-367.

FISCHER-PIETTE E. (1935) - Systematique et biogeographie les patelles d'Europe et d'Afrique du nord. *Journal de Conchyliologie Paris,* **79**: 5-66.

FISCHER-PIETTE E. (1936) - Études sur la biogéographie intercôtidale des deux rives de la Manche. *Journal of the Linnean Society, Zoology,* **40**: 181-272.

FISCHER-PIETTE E. (1955) - Repartition, le long des cotes septentrionales de l'Espagne, des principales especes peuplant les rochers intercotidaux. *Annual Insitutional ocenaographique Monaco,* **31**: 37-124.

FISCHER-PIETTE E., GAILLARD J.M. (1959) - Les Patelles, au long des cotes atlantiques ib e riques et nord-marocaines. *Journal de Conchyliologie,* **99**: 135-200.

FORBES E. (1853) - *The natural history of Europe's seas*. John van Vorst, London.

FROST M.T., HAWKINS S.J. (2006) - Chapter 4. UK marine policy and long-term marine monitoring programmes. In: Frost M.T, Jefferson R. and Hawkins S.J. (eds), *The evaluation of time series: their scientific value and contribution to policy needs.* Report prepared by the Marine Environmental Change Network (MECN) for the Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). Marine Biological Association, Plymouth. Contract CDEP 84/5/311. *Marine Biological Association Occasional Publications*, **22**: 94 pp.

FSBI (2007) - Climate change and the fishes of Britain and Ireland: Briefing Paper 4. Fisheries Society of the British Isles, Granta Information Systems, Cambridge, UK.

GALLEGO A., HEATH M. (1997) - The effect of growth-dependent mortality, external environment and internal dynamics on larval fish otolith growth: an individual-based modelling approach. *Journal of Fish Biology,* **51**: 121-134.

GRABHERR G., GOTTFRIED M., PAULI H. (1994) - Climate effects on mountain plants. *Nature,* **369**: 448.

GRAHAM R.W., GRIMM E. (1990) - Effects of global climate change on the patterns of terrestrial biological communities. *Trends in Evolution and Ecology*: 289-292.

HARDMAN-MOUNTFORD N.J., ALLEN J.I., FROST M., HAWKINS S.J., KENDALL M., MIESZKOWSKA N., RICHARDSON K.A., SOMERFIELD P. (2005) - Diagnostic monitoring of a changing environment: An alternative UK perspective. *Marine Pollution Bulletin,* **50**: 1463-1471.

HAWKINS S.J., SOUTHWARD A.J., GENNER M.J. (2003) - Detection of environmental change in a marine ecosyetem - evidence from the Western English Channel. *Science of the Total Environment,* **310**: 245-256.

HELMUTH B., HARLEY C.D., HALPIN P.M., O'DONNELL M., HOFMANN G.E., BLANCHETTE C.A. (2002) - Climate change and latitudinal patterns of intertidal thermal stress. *Science,* **298**: 1015-1017.

HELMUTH B., KINGSOLVER J.G., CARRINGTON E. (2005) - Biophysics, physiological ecology and climate change: does mechanism matter? *Annual Review of Physiology,* **67**: 177-201.

HELMUTH B., MIESZKOWSKA N., MOORE P., HAWKINS S.J. (2006) - Living on the edge of two changing worlds: forecasting responses of rocky intertidal ecosystems to climate change. *Annual Review of Ecology and Evolutionary Systems,* **37**: 373-404.

HERBERT R.J., HAWKINS S.J., SHEADER M., SOUTHWARD A.J. (2003) - Range extension & reproduction of the barnacle *Balanus perforatus* in the eastern English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, **83**: 73-82.

HISCOCK K., SOUTHWARD A., TITTLEY I., HAWKINS S.J. (2004) - Effects of changing temperature on benthic marine life in Britain and Ireland. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems,* **14**: 333-362.

HOUGHTON J.T., DING Y., GRIGGS D.J., NOGUER M., VAN DER LINDEN P.J., DAI X., MASKELL K., JOHNSON C.A ed. (2001) - Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 1 Ed., Cambridge University Press, Cambridge, New York: 873 pp.

HULME M., JENKINS G.J., LU X., TURNPENNY J.R., MITCHEL L.T.D., JONES R.G., LOWE J., MURPHEY J.M., HASSEL L.D., BOORMAN P., MCDONALD R., ED H.S. (2002) - Climate Change Scenarios for the United Kingdom: The UKCIP02 Scientific Report Tyndall Centre for Climate Change Research, School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich.

HURRELL J.W., VAN LOON H. (1997) - Decadal variations in climate associated with the North Atlantic Oscillation. *Climatic Change,* **36**: 301-326.

HUTCHINS L.W. (1947) - The basis for temperature zonation in geographical distribution. *Ecological Monographs,* **17**: 325-335.

ICES (2002) - *Workshop on the transport of cod larvae*. ICES CM C:13:45.

INOUYE D.W., BARR B., ARMITAGE K.B., INOUYE B.D. (2000) - Climate change is affecting altitudinal migrants and hibernating species. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA,* **97**: 1630-1633.

IPCC (2001) - Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 1 Ed., Cambridge University Press, Cambridge, New York: 873 pp.

IPCC (2007) - Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Summary For Policymakers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 1 Ed., Cambridge University Press, Cambridge, New York: 21 pp.

KENDALL M.A. (1987) - The age and size structure of some Northern populations of the trochid gastropod *Monodonta lineata*. *Journal of Molluscan Studies,* **53**: 213-222.

KENDALL M.A., LEWIS J.R. (1986) - Temporal and spatial patterns in the recruitment of *Gibbula umbilicalis*. *Hydrobiologia,* **142**: 15-22.

KOSLOW J.A. (1984) - Recruitment patterns in northwest Atlantic fish stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **41**: 1722-1729.

LEWIS J.R. (1964) - *The Ecology of Rocky Shores.* English Universities Press, London.

LEWIS J.R. (1986) - Latitudinal trends in reproduction, recruitment and population characteristics of some rocky littoral molluscs and cirripedes. *Hydrobiologia,* **142**: 1-13.

LEWIS J.R. (1996) - Coastal benthos and global warming: strategies and problems. *Marine Pollution Bulletin,* **32**: 698-700.

MARTIN D., BERTASI F., COLANGELO M.A., DE VRIES M., FROST M., HAWKINS S.J., MACPHERSON E., MOSCHELLA P.S., SATTA M.P., THOMPSON R.C., CECCHERELLI V.U. (2005) - Ecological impact of coastal defence structures on sediment and mobile fauna: evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats. *Coastal Engineering,* **52**: 1027-1051.

MIESZKOWSKA N., LEAPER R., MOORE P., KENDALL M.A., BURROWS M.T., LEAR D., POLOCZANSKA E., HISCOCK K., MOSCHELLA P.S., THOMPSON R.C., HERBERT R.J., LAFFOLEY D., BAXTER J., SOUTHWARD, A.J., HAWKINS S.J. (2005) - Marine Biodiversity and Climate Change: Assessing and Predicting the Influence of Climatic Change Using Intertidal Rocky Shore Biota. Occasional Publications. *Marine Biological Association of the U.K.,* **20**: 53 p.

MIESZKOWSKA N., KENDALL M.A., HAWKINS S.J., LEAPER R., WILLIAMSON P., HARDMAN-MOUNTFORD N.J., SOUTHWARD A.J. (2006) - Changes in the range of some common rocky shore species in Britain - a response to climate change? *Hydrobiologia,* **555**: 241-251.

MIESZKOWSKA N., HAWKINS S.J., BURROWS M.T., KENDALL M.A. (2007) - Long-term changes in the geographic distribution and population structures of some near-limit populations of *Osilinus lineatus* in Britain and Ireland. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.,* **87**: 5379/1-9.

MOORE P. (2005) - *The role of biological interactions in modifying the effects of climate change on intertidal assemblages.* PhD thesis. University of Plymouth.

MOORE P., HAWKINS S.J., THOMPSON R.C. (2007) - Species identity affects the outcome of grazer interactions with algae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* **344**: 170-180.

MOSCHELLA P.S., ABBIATI M., ÅBERG P., AIROLDI L., ANDERSON J.M., BACCHIOCCHI F., BULLERI F., DINESEN G.E., FROST M., GACIA E., GRANHAG L., JONSSON P.R., SATTA M.P., SUNDELÖF A., THOMPSON R.C., HAWKINS S.J. (2005) - Low-crested coastal defence structures as artifical habitats for marine life: using ecological criteria in design. *Coastal Engineering,* **52**: 1053-1071.

ORTON J.H. (1920) - Sea temperature, breeding and distribution of marine animals. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.,* **2**: 299-366.

OTTERSEN G., LOENG H., RAKNES A. (1994) - Influence of temperature variability on recruitment of cod in the Barents Sea. *ICES Marine Science Symposia*, Copenhagen.

PARMESAN C. (1996) - Climate and species' range. *Nature,* **382**: 765-766.

PARMESAN C., YOHE G. (2003) - A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature,* **421**: 37-42.

PERRY A., LOW P.J., ELLIS J.R., REYNOLDS J.D. (2005) - Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science,* **308**: 1912-1915.

POLOCZANSKA E., HAWKINS S.J., SOUTHWARD A.J., BURROWS M.T. - Modelling the response of populations of competing intertidal barnacle species to climate change: hindcast, forecast and prediction. *Climate Change*, in review.

POPE J.G., MACER C.T. (1996) - An evaluation of the stock structure of North Sea cod, haddock, and whiting since 1920, together with a consideration of the impacts of fisheries and predation effects on their biomass and recruitment. *ICES Journal of Marine Science,* **53**: 1157-1169.

O'BRIEN C.M., FOX X.J., PLANQUE B., CASEY J. (2000) - Climate variability and North Sea cod. *Nature*, **404**: 142.

ORESKES N. (2004) - The Scientific Consensus on Climate Change. *Science,* **306**: 1686-1687.

OTTERLEIGH E., NYHAMMER G., FOLKVORD A., STEFANSSON S.O. (1999) - Temperature- and size-dependent growth of larval and early juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*): a comparative study of Norwegian coastal cod and northeast Arctic cod. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **56**: 2099-2111.

OTTERSEN G., SUNDBY S. (1995) - Effects of temperature, wind and spawning stock biomass on recruitment of Arcto-Norwegian cod. *Fisheries Oceanography,* **4**: 278-292.

OTTERSEN G., PLANQUE B., BELGRANO A., POST E., REID P.C., STENSETH N.C. (2001) - Ecological effects of the North Atlantic Oscillation. *Oecologia,* **128**: 1-14.

PARMESAN C. (1996) - Climate and species' range. *Nature,* **382**: 765-766.

PINGREE R.D. (2002) - Ocean structure and climate (Eastern North Atlantic): in situ measurement and remote sensing (altimeter). *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.,* **82**: 681-707.

REID D.G. (2001) - SEFOS-shelf edge fisheries and oceanography studies: an overview. *Fisheries Research,* **50**: 1-15.

SAGARIN R.D., BARRY J.P., GILMAN S.E., BAXTER C.H. (1999) - Climate-related change in an intertidal community over short and long time scales. *Ecological Monographs,* **69**: 465-490.

SCHNEIDER S.H. (1993) - Scenarios of Global Warming. In: P.M. Kareiva, J. Kingsolver & R.B. Huey (eds), *Biotic Interactions and Global Change*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusets: 9-23.

SIMS D.W., GENNER M.J., SOUTHWARD A.J., HAWKINS S.J. (2001) - Timing of squid migration reflects North Atlantic climate variability. *Proceedings of the Royal Society B,* **268**: 2607-2611.

SIMS D.W., WEARMOUTH V.J., GENNER M.J., SOUTHWARD A.J., HAWKINS S.J. (2004) - Low-temperature-driven early spawning migration of a temperate marine fish. *Journal of Animal Ecology,* **73**: 333-341.

SOUTHWARD A.J. (1963) - The distribution of some plankton animals in the English Channel and Western Approaches. III. Theories about long-term biological changes, including fish. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.,* **43**: 1-29.

SOUTHWARD A.J. (1967) - Recent changes in abundance of intertidal barnacles in south-west England: a possible effect of climatic deterioration. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, **47**: 81-95.

SOUTHWARD A.J. (1980) - The Western English Channel – an inconstant ecosystem? *Nature,* **285**: 361-366.

SOUTHWARD A.J. (1991) - Forty years of changes in species composition and population density of barnacles on a rocky shore near Plymouth. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.,* **71**: 495-513.

SOUTHWARD A.J. (1995) - The importance of long time-series in understanding the variability of natural systems. *Helgolander Meeresunters,* **49**: 329-333.

SOUTHWARD A.J., CRISP D.J. (1954) - The distribution of certain intertidal animals around the Irish coast. *Proceedings of the Royal Irish Academy,* **57**: 1-29.

SOUTHWARD A.J., BOALCH G.T., MADDOCK L. (1988) - Fluctuations in the herring and pilchard fisheries of Devon and Cornwall linked to change in climate since the 16th Century. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.,* **68**: 423-445.

SOUTHWARD A.J., LANGMEAD O., HARDMAN-MOUNTFORD N.J., AITKEN J., BOALCH G.T., DANDO P.R., GENNER M.J., JOINT I., KENDALL M.A., HALLIDAY N.C., HARRIS R.P., LEAPER R., MIESZKOWSKA N., PINGREE R.D., RICHARDSON A.J., SIMS D.W., SMITH T., WALNE A.A., HAWKINS S.J. (2005) - Long-term oceanographic and ecological research in the western English Channel. *Advances in Marine Biology,* **47**: 1-105.

STACHOWICZ J.J., TERWIN J.R., WHITLATCH R.B., OSMAN R.W. (2002) - Linking climate change and biological invasions: Ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA,* **99**: 15497-15500.

STENSETH N.C., MYSTERUD A., OTTERSEN G., HURRELL J.W., CHAN K.S., LIMA M. (2002) - Ecological effects of climate fluctuations. *Science,* **297**: 1292-1296.

STIGE L.C., OTTERSEN G., BRANDER K., CHAN K.S., STENSETH N.C. (2006) - Cod and climate: effect of the North Atlantic Oscillation on recruitment in the North Atlantic. *Marine Ecology Progress Series,* **325**: 227-241.

SUNDBY S. (2000) - Recruitment of Atlantic cod stocks in relation to temperature and advection of copepod populations. *Sarsia,* **85**: 277-298.

SUNDBY S., FOSSUM P. (1990) - Feeding conditions of Arcto-norwegian cod larvae compared with the Rothschild–Osborn theory on small-scale turbulence and plankton contact rates. *Journal of Plankton Research,* **12**: 1153-1162.

SWAIN D.P., SINCLAIR A.F., CASTONGUAY M., CHOUINARD G.A. (2003) - Density versus temperature-dependent growth of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the Gulf of St Lawrence and on the Scotian Shelf. *Fisheries Research,* **59**: 327-341.

SYSOEVA T.K., DEGTEREVA A.A. (1965) - The relation between feeding of cod larvae and pelagic fry and the distribution and abundance of their principal food organisms. *ICED Special Publication,* **6**: 411-416.

THOMAS C.D., CAMERON A., GREEN R.E., BAKKENES M., BEAUMONT L.J., COLLINGHAM Y.C., ERASMUS B.F.N., DE SIQUERIA M.F., GRAINGER A., HANNAH L., HUGHES L., HUNTLEY B., VAN JAARSVELD A.S., MIDGLEY G.F., MILES L., ORTEGA-HUERTA M.A., TOWNSEND PETERSON A., PHILLIPS, O.L., WILLIAMS S.E. (2004) - Extinction risk from climate change. *Nature,* **427**: 145-148.

UTTING S.D., SPENCER B.E. (1992) - Introductions of bivalve molluscs into the United Kingdom for commercial culture-case histories. *ICES Marine Science Symposium,* **194**: 84-91.

VAN LOON H., ROGERS J.C. (1978) - The Seesaw in Winter Temperatures between Greenland and Northern Europe. Part I: General Description. *Monthly Weather Review,* **106**: 296-310.

VITOUSEK P.M. (1994) - Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecology,* **75**: 1861-1876.

WALKER G.T., BLISS E.W. (1932) - World Weather V, *Memoirs of the Royal Meterological Society,* **4**: 53-84.

WALTHER G.R., POST E., CONVEY P., MENZEL A., PARMESAN C., BEEBEE T.J.C., FROMENTIN J.M., GULDBERG O.H., BAIRLEIN F. (2002) - Ecological responses to recent climate change. *Nature,* **416**: 389-395.

WILLIAMSON P., KENDALL M.A. (1981) - Population age structure and growth of the trochid *Monodonta lineata* determined from shell rings. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, **61**: 1011-1026.

WOEHRLING D., LEFEBVRE A., LE FÈVRE-LEHOËRFF G., DELESMONT R. (2005) - Seasonal and longer term trends in sea temperature along the French North Sea coast, 1975 to 2002. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, **85**: 39-48.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 22-51

C.N. Bianchi

Dipartimento per lo studio del Territorio e delle sue Risorse (Dip.Te.Ris.), Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
nbianchi@dipteris.unige.it

DALLA CARTOGRAFIA BIONOMICA ALLA CARTOGRAFIA TERRITORIALE, OVVERO DALLA CONOSCENZA ALLA GESTIONE DELLE AREE MARINE PROTETTE

FROM BIONOMIC MAPPING TO TERRITORIAL CARTOGRAPHY, OR FROM KNOWLEDGE TO MANAGEMENT OF MARINE PROTECTED AREAS

Abstract *- An approach to the management of marine territories has been developed based on two levels of territorial diagnostics: 1) the characters and 2) the evaluation of the marine environment. Both levels involve the production of maps, namely: i) morphobathymetric and sedimentological map; ii) map of the biocoenoses; iii) map of the nature emergencies; iv) map of degradation and risk; v) map of the vulnerability; vi) map of the quality; vii) map of the susceptibility to use.*

Key-words*: sea management, nature emergencies, territorial vulnerability, environmental quality, susceptibility of use.*

Introduzione - La cartografia bionomica è ormai da molti decenni strumento primario di analisi e conoscenza degli ecosistemi marini (Bianchi *et al*., 2003). Essa fornisce un contributo fondamentale alla caratterizzazione ambientale, e quindi già si può configurare anche come strumento di gestione (Bianchi e Zurlini, 1984; Bianchi e Zattera, 1986).

Tuttavia, mentre per l'ambiente emerso è pratica corrente l'utilizzo delle informazioni naturalistiche per elaborare indici territoriali cartografabili come supporto alla gestione, applicare al mare queste stesse logiche si scontra con notevoli difficoltà operative, amministrative e concettuali (Bianchi *et al*., 1996).

Le difficoltà operative risiedono essenzialmente nel maggiore costo, a parità di informazioni ottenute, delle indagini a mare rispetto a quelle a terra, il che comporta che le conoscenze sull'ambiente marino sono sempre relativamente carenti: è evidente che ciò che non si conosce non può essere gestito.

Le difficoltà amministrative derivano dal fatto che l'idea del mare come "territorio" è solitamente estranea alla cultura degli Amministratori, nonostante che il DL 112/1998 trasferisca la gestione del Demanio Marittimo dallo Stato (*res omnium*, *res nullius* ... e quindi di fatto non gestito) agli Enti Locali, tradizionalmente preposti alla gestione territoriale. Il mare – perlomeno quello costiero – deve invece essere considerato territorio a tutti gli effetti: l'intensità d'uso (pesca ed altre forme di prelievo delle risorse naturali biotiche e abiotiche, sversamento di reflui, portualità ed altre attività produttive, riempimenti, navigazione, balneazione, turismo subacqueo, ecc.) cui esso è soggetto da ormai alcune decine d'anni richiedono approcci di pianificazione e organizzazione comparabili a quelli adottati a terra.

Le difficoltà concettuali, infine, sono legate alla mancata percezione visiva del fondo marino ed alla sua inabitabilità, a causa delle quali approcci e linguaggi "terrestri" nati nell'ambito dell'ecologia del paesaggio non sembrano potersi applicare all'ambiente marino (Cocito *et al*., 1991; Cocito e Bianchi, 1992): spetta alla ricerca scientifica farsi carico di trasferire al mare, con gli opportuni adattamenti, i bagagli conoscitivi e le procedure sviluppate in terra.

In questa relazione intendo riportare l'esperienza che ho recentemente maturato

con l'aiuto di colleghi, collaboratori e studenti lavorando in tre diverse Aree Marine Protette (AMP) italiane che mi hanno richiesto di realizzare una cartografia territoriale dell'ambiente marino comparabile a quella dell'ambiente terrestre: "Arcipelago di Portovenere" (Bianchi *et al.,* 2002a), "Tavolara - Punta Coda Cavallo" (Bianchi e Morri, 2006), e "Isola di Bergeggi" (Bianchi *et al*., 2007).

Diagnostica territoriale dell'ambiente marino - Negli ultimi decenni anche in Italia hanno cominciato ad essere condotte indagini multidisciplinari finalizzate alla caratterizzazione dell'ambiente marino costiero: in una prima fase, esse si presentavano come una ricerca oceanografica multidisciplinare ed integrata mirata a raccogliere informazioni di base sullo stato dei fondali e delle acque di tratti regionali più o meno vasti (Bedulli *et al*., 1986; Ferretti *et al*., 1986; Viel *et al*., 1987; Damiani *et al*., 1988a, 1988b, 1989; Bianchi *et al*., 1993a, 1993b, 1993c). Solo in tempi più recenti tali studi si sono posti in maniera esplicita lo scopo di creare strumenti per la gestione costiera (Diviacco, 1998a). Un importante esempio di quest'ultimo tipo di studi è rappresentato dalle indagini effettuate nell'ambito del Piano Nazionale delle Coste promosso dal Ministero dell'Ambiente e della tutela del Territorio (Delbono *et al*., 2001, 2003a,b; Barsanti *et al*., 2003). Proprio l'esigenza di una gestione integrata della fascia costiera ha inevitabilmente portato a quella necessità che ho appena sottolineato di uniformare approcci e linguaggio degli studi ambientali marini a quelli relativi alla parte terrestre (Merson *et al*., 2006).

Le procedure di valutazione ambientale sono state ampiamente impiegate nell'ambito delle aree protette terrestri, mentre solo successivamente hanno cominciato ad essere adattate agli studi di fattibilità delle AMP (Zattera *et al*., 1986; Zattera, 1990). Tali procedure vengono utilizzate di norma per fornire un valore sulla quantità e sulla qualità di area gestibile in un territorio. Lo stesso approccio può essere applicato anche per confrontare il valore naturalistico di aree differenti all'interno di uno stesso territorio o della stessa area nel tempo, fornendo in questo modo strumenti importanti per i progetti d'uso (pianificazione territoriale) nel primo caso e per la stima dell'effetto dell'uso nel secondo.

In tutte le procedure di valutazione ambientale, è consuetudine integrare le informazioni derivanti dalla tipologia delle unità ambientali presenti (habitat o, più propriamente, unità di popolamento: biocenosi, associazioni e facies) e dalle caratteristiche delle specie presenti con stime del loro rispettivo interesse naturalistico ed economico e della loro sensibilità (Benfante *et al*., 2005; Merson *et al*., 2006; Tunesi *et al*., 2006a). Il principale problema nell'applicazione delle procedure di valutazione ambientale agli ecosistemi marini deriva dalla povertà in taxa-guida e dalle scarse o talvolta praticamente nulle conoscenze sulla biologia e sull'ecologia della maggior parte delle specie e su molti habitat (biocenosi, associazioni o facies). Questa carenza di informazione scientifica ha sempre impedito, in concreto, l'elaborazione di indici ambientali adeguati alle necessità della pianificazione (Chemello e Russo, 2001).

Solo in tempi recenti è stata proposta una prima lista di indici utilizzabili per la valutazione delle specie e degli habitat marini (SIBM, 1996). Ispirandosi ad un approccio metodologico sviluppato in Francia per la valutazione di spazi naturali terrestri nell'ambito dell'applicazione della Direttiva Habitat (Bardat *et al*., 1997), il Regional Activity Centre for Specially Protected Areas (RAC SPA) dell'UNEP (Relini, 2000) ha elaborato indici di valutazione per 148 unità di popolamento (biocenosi, associazioni o facies), corrispondenti in pratica a quasi tutti i principali habitat marini del Mediterraneo (UNEP MAP, 1998; Bellan-Santini *et al*., 2002). Tali indici tengono conto sia della vulnerabilità degli habitat, sia del loro intrinseco valore estetico, economico e naturalistico; tengono inoltre conto della rarità degli habitat. È proprio dalla combinazione di questi diversi criteri relativi agli habitat con la presenza di specie di interesse protezionistico che sono state possibili le summenzionate recenti esperienze

di diagnostica territoriale applicata all'ambiente marino (Bianchi *et al*., 2002a; Bianchi e Morri, 2006; Bianchi *et al*., 2007).

La diagnostica territoriale è una tipica procedura "terrestre" che prevede due livelli successivi: I) l'analisi dei caratteri dell'ambiente; II) la valutazione dell'ambiente; entrambi i livelli comportano la produzione di cartografia territoriale. Nel caso dell'ambiente marino, per il primo livello, cioè la caratterizzazione, si possono realizzare tre carte: i) carta morfobatimetrica e sedimentologica; ii) carta delle biocenosi; iii) carta delle emergenze naturalistiche. Per il secondo livello, cioè quello relativo alla valutazione dell'ambiente marino, si possono realizzare altre quattro carte: iv) carta del degrado e del rischio; v) carta della vulnerabilità; vi) carta della qualità; vii) carta della suscettività d'uso.

Le prime due carte di caratterizzazione dell'ambiente marino, cioè la carta morfobatimetrica e sedimentologica e la carta delle biocenosi, sono già di uso corrente nelle indagini marine: non mi dedicherò, pertanto, alla loro descrizione. Vorrei però sottolineare due aspetti. Il primo riguarda la carta morfobatimetrica e sedimentologica, spesso tralasciata nelle indagini per la mappatura di biocenosi (Somaschini *et al*., 1998); in realtà le carte di questo tipo effettuate nelle tre AMP indagate (Fig. 1), anche se non hanno fornito indicazioni di immediata utilità per elaborare gli indici utilizzati per la compilazione delle carte successive, si sono rivelate molto importanti per definire i confini delle biocenosi (Navone *et al*., 1992) e per disegnare lo scenario in cui avvengono i processi ecologici importanti per la fase di valutazione. Il secondo aspetto riguarda le carte delle biocenosi (Fig. 2): il fatto che le tre AMP abbiano imposto scale diverse, in relazione alle specifiche esigenze di gestione (Arcipelago di Portovenere, 1:10·000; Tavolara - Punta Coda Cavallo, 1:25·000; "Isola di Bergeggi", 1:2·000) ha rappresentato un'eccellente occasione per sperimentare le prestazioni e l'efficacia dell'approccio adottato al variare della scala di indagine e di restituzione.

Per le rimanenti carte, cioè quelle delle emergenze naturalistiche, del degrado e del rischio, della vulnerabilità, della qualità e della suscettività d'uso, vale la pena presentare principi e metodi in qualche dettaglio.

Cenni metodologici - Un primo aspetto metodologico generale che è opportuno premettere alla descrizione delle carte riguarda la suddivisione dell'area studiata in parcelle territoriali. È oggi indispensabile che le informazioni ed i dati riguardanti il territorio siano resi facilmente gestibili all'interno di sistemi informativi geografici (GIS), in modo che possano essere elaborati, processati e interrogati con versatilità. A tal fine, il territorio deve essere suddiviso in parcelle che rispettino le seguenti condizioni: i) forniscano informazioni territoriali sufficientemente puntuali (in relazione alla scala prescelta); ii) possano essere fra loro confrontate dal punto di vista della valenza e della funzione che rivestono ai fini della valutazione ambientale; iii) siano facilmente rappresentabili in un sistema cartografico in maniera uniforme, rendendo così possibile anche la costruzione di basi di dati relazionali. Tali parcelle territoriali sono tipicamente costituite da sottomultipli del reticolo UTM, di dimensioni variabili secondo la scala prescelta. Vale la pena ricordare che l'informazione territoriale rappresentata in queste parcelle è e rimane compatibile solo con la scala adottata: ingrandimenti a posteriori della carta non sono ammissibili in quanto introdurrebbero una precisione spuria e darebbero un'impressione illusoria di maggior dettaglio, non potendo ovviamente inserire nuova informazione.

Un secondo aspetto metodologico generale riguarda il modo di assegnare punteggi alle parcelle territoriali partendo dai punteggi degli habitat in esse contenuti. I modi sono essenzialmente tre, a seconda che si adotti la somma, la media o il valore massimo dei punteggi per tutti gli habitat presenti nella parcella. Ognuno dei tre modi

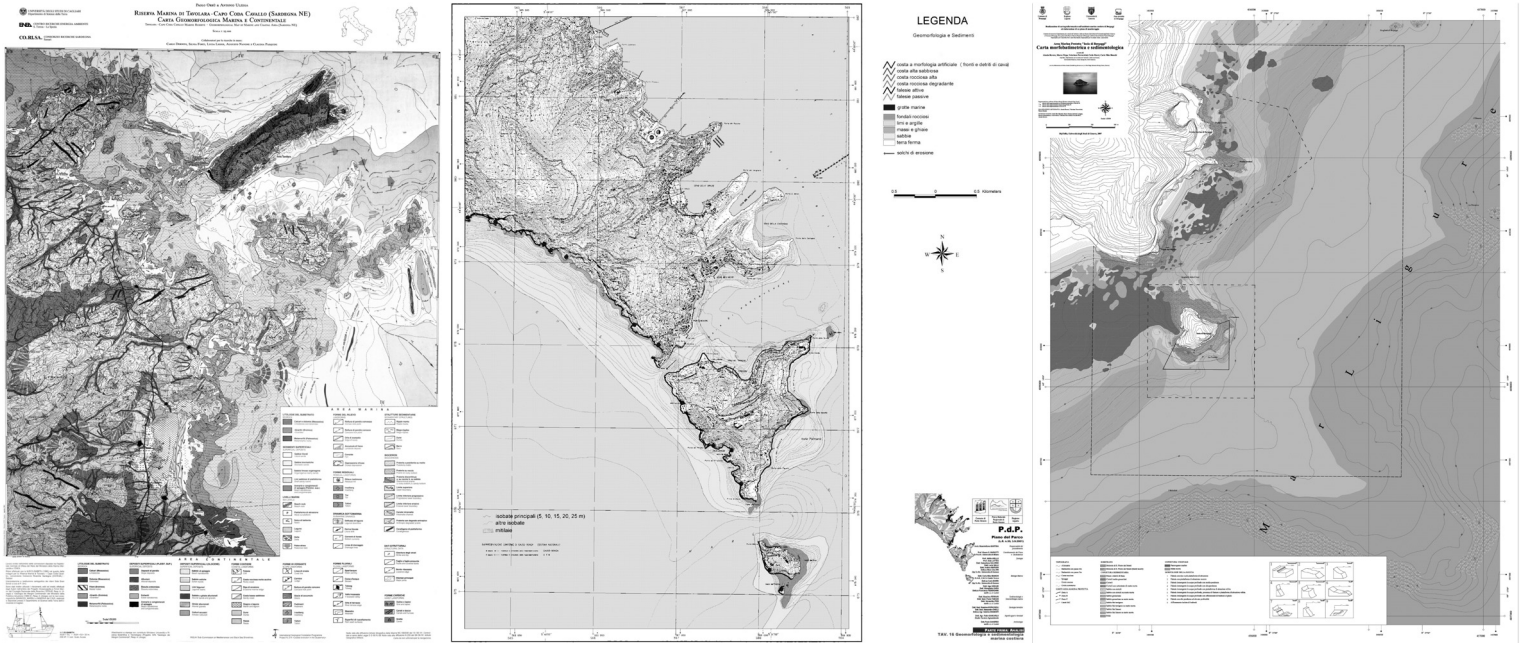


Fig. 1 - Riproduzione in scala ridotta ed in bianco e nero delle carte morfobatimetriche e sedimentologiche delle tre Aree Marine Protette considerate. Da sinistra a destra: Tavolara – Punta Coda Cavallo (originale in scala 1:25·000), Arcipelago di Portovenere (originale in scala 1:10·000), Isola di Bergeggi (originale in scala 1:2·000).

Reproduction at reduced scale and in black and with of the morpho-bathymetric and sedimentological maps of the three Marine Protected Areas considered. Left to right: Tavolara – Punta Coda Cavallo (original scale 1:25·000), Arcipelago di Portovenere (original scale 1:10·000), Isola di Bergeggi (original scale 1:2·000).

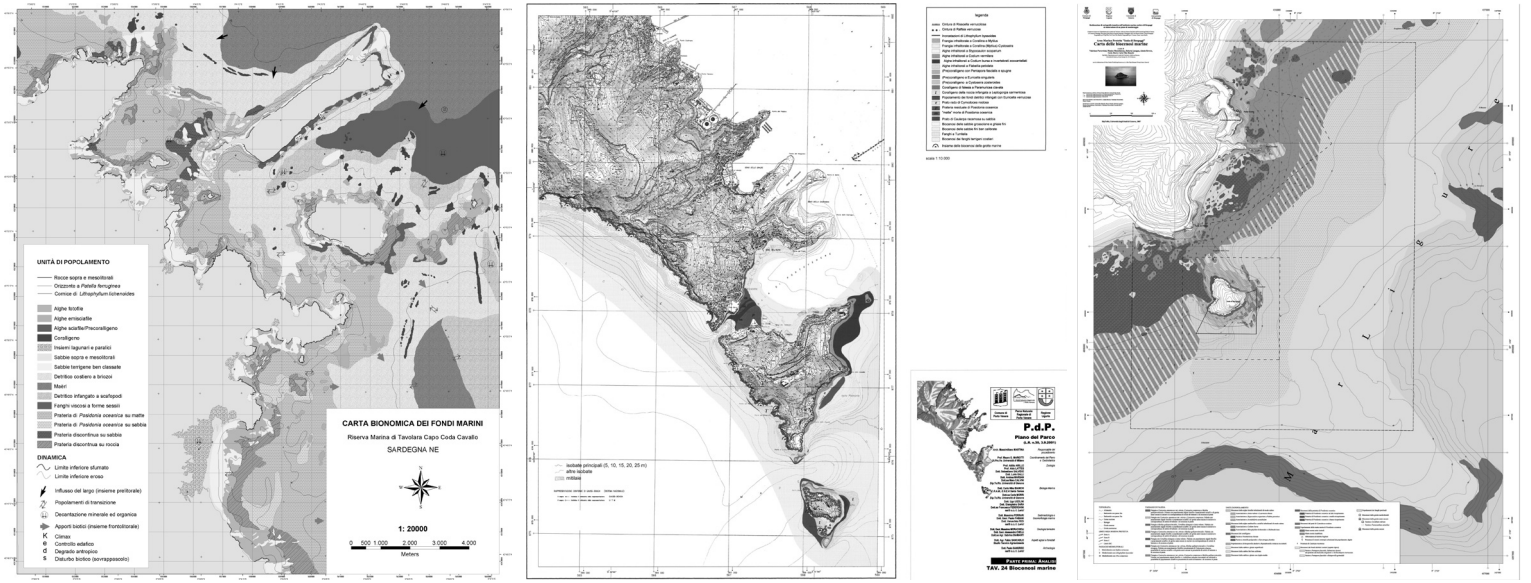


Fig. 2 - Riproduzione in scala ridotta ed in bianco e nero delle carte delle biocenosi delle tre Aree Marine Protette considerate. Da sinistra a destra: Tavolara – Punta Coda Cavallo (originale in scala 1:25·000), Arcipelago di Portovenere (originale in scala 1:10·000), Isola di Bergeggi (originale in scala 1:2·000).

Reproduction at reduced scale and in black and with of the maps of the biocoenoses of the three Marine Protected Areas considered. Left to right: Tavolara – Punta Coda Cavallo (original scale 1:25·000), Arcipelago di Portovenere (original scale 1:10·000), Isola di Bergeggi (original scale 1:2·000).

possiede ovviamente vantaggi e svantaggi (Tab. 1): la scelta dipende da quanta importanza si voglia attribuire al valore aggiunto dell'ecodiversità (Boudouresque e Verlaque, 2005) piuttosto che all'importanza assoluta di singoli habitat. Nelle realizzazioni cartografiche qui descritte, si è scelto di utilizzare la somma dei punteggi degli habitat presenti nella parcella (l'ecodiversità è stata considerata un valore aggiunto da non trascurare) per il calcolo dei punteggi territoriali, ma si è utilizzato un simbolo grafico aggiuntivo per mettere in evidenza la presenza di singoli habitat importanti.

Tab. 1 - Criteri per l'assegnazione di punteggi alle parcelle territoriali partendo dai punteggi degli habitat in esse contenuti. Sono indicati i principali vantaggi e svantaggi di ogni criterio.
Criteria to assign a territorial parcel with a score on the basis of the scores of the habitats it contains. Advantages and disadvantages of each criterion are indicated.

Dai punteggi degli habitat a quelli del territorio	
1° criterio:	il punteggio della parcella è pari alla **somma** dei punteggi per tutti gli habitat presenti nella parcella
	pro: considera il valore aggiunto dell'ecodiversità
	contro: tanti habitat di poco valore equivalgono a uno di grande valore?
2° criterio:	il punteggio della parcella è pari alla **media** dei punteggi per tutti gli habitat presenti nella parcella
	pro: tanti habitat di poco valore danno comunque poco valore
	contro: unendo scarsità ed eccellenza si ottiene la mediocrità?
3° criterio:	il punteggio della parcella è pari al punteggio dell'habitat di valore **massimo** presente nella parcella
	pro: esalta comunque gli habitat di maggior pregio
	contro: non tiene conto dell'ecodiversità

Infine, un terzo aspetto metodologico riguarda la divisione in classi dei punteggi territoriali ottenuti per le carte di valutazione territoriali. La procedura adottata è la seguente (Fig. 3): i) è stata fatta un'analisi della distribuzione di frequenza dei pun-

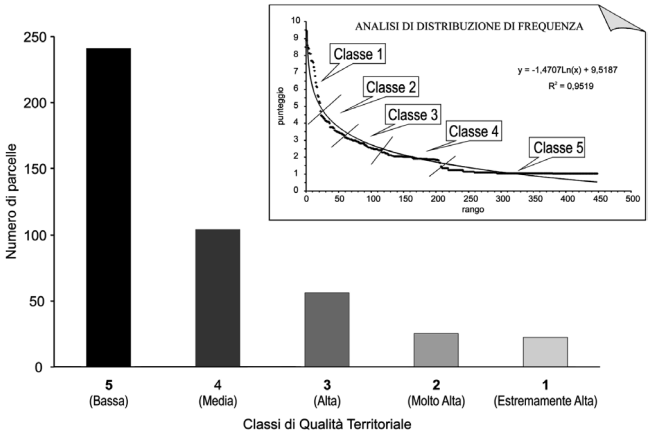


Fig. 3 - Procedura di assegnazione delle parcelle territoriali a classi di valutazione attraverso l'analisi della distribuzione di frequenza dei punteggi delle parcelle contenute in ogni singola carta. L'esempio illustrato riguarda la qualità del territorio marino dell'AMP Isola di Bergeggi.
Procedure to assign territorial parcel with evaluation classes though frequency distribution analysis of the scores of the parcels contained in every individual map. The example illustrated deals with the quality of the marine territory of the MPA Isola di Bergeggi.

teggi delle parcelle contenute in ogni singola carta; ii) attraverso tale analisi sono state distinte cinque classi, di ampiezza diversa (normalmente crescente passando dalla classe esprimente il valore più elevato a quella esprimente il valore più scarso); iii) è stato assegnato un colore ad ogni classe secondo la cosiddetta "logica del semaforo" (rosso = alt, giallo = attenzione; verde = via libera): con l'adozione di, nell'ordine, rosso, arancio, giallo, verde chiaro e verde scuro si intende segnalare un'importanza conservazionistica via via decrescente della parcella territoriale. Questa scelta è coerente con le indicazioni dell'Unione Europea contenute nella Water Framework Directive del 2000 in cui sono richieste cinque "classi di stato ecologico" (Orfanidis *et al.*, 2001).

Carta delle emergenze naturalistiche marine - Il concetto di emergenze fa tipicamente riferimento a specie ed habitat per cui siano auspicabili misure di protezione; recentemente si sta assistendo ad un crescente interesse ad inserire anche temi geologici e geomorfologici tra le emergenze marine (Orrù *et al*., 2005); solo nel caso dell'Isola di Bergeggi, tra le tre AMP qui considerate, la carta delle emergenze naturalistiche riporta anche i geotemi (Rovere *et al*., 2007).

Come per molti altri aspetti relativi alla cartografia tematica ambientale e territoriale, le carte delle emergenze naturalistiche sono state prodotte per lo più in ambiente terrestre, mentre molto scarsi sono gli esempi marini. In queste esperienze pregresse, le emergenze venivano solitamente identificate con habitat e/o specie che presentassero a vario titolo qualche interesse conservazionistico (Boudouresque *et al*., 1990, 1991, 1996; SIBM e MinAT, 1992; UNEP MAP, 1998; Bianchi *et al*., 2002b, 2004, 2005a). Molti di questi habitat e specie sono attualmente inserite in convenzioni internazionali e direttive comunitarie recepite dalla legislazione nazionale. È ormai possibile, pertanto, restringere il concetto di emergenza biologica ed ecologica a quelle specie e a quegli habitat la cui protezione è esplicitamente prevista dalla legge italiana. Esso viene così a superare quella valenza di "auspicabilità" di azioni conservazioniste, per diventare uno strumento cogente per la gestione del territorio.

Nella cartografia territoriale qui discussa è stato per la prima volta applicato un criterio rigoroso di compilazione della carta delle emergenze bio-ecologiche basato esclusivamente sulla presenza di habitat e specie esplicitamente protette dalla legislazione italiana. Tra le leggi italiane prese in considerazione (Tab. 2), l'unica che preveda in modo esplicito la protezione di habitat è il DPR 357/1997 (Direttiva Habitat), mentre tutte le altre si concentrano soprattutto sulle specie. Gli unici habitat marini considerati "prioritari" sono le lagune costiere e le praterie di posidonie. Questo comporta che gli habitat siano poco utili all'elaborazione di indici territoriali: nel caso delle praterie di posidonie, inoltre, la priorità di protezione dell'habitat è ridondante con il fatto che la specie *Posidonia oceanica* è oggetto di protezione rigorosa. Considerando inoltre che non esistono leggi che proteggano specificatamente le emergenze geologiche, per il calcolo di indici territoriali delle emergenze naturalistiche è opportuno tenere conto solo delle specie protette. A tal fine, è utile riunire le specie protette in tre grandi gruppi.

Il primo gruppo comprende le specie per le quali le leggi impongono una protezione rigorosa. Tale terminologia è esplicitamente impiegata per le specie dell'allegato IV della Direttiva Habitat (DPR 357/1997), ma si riconosce chiaramente anche nell'espressione "rigorosamente protette" utilizzata dagli allegati I e II della Convenzione di Berna (L 503/1981). Per analogia, può essere applicato anche per le specie elencate nell'allegato II della Direttiva Habitat (DPR 357/1997), in cui si parla di specie "la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione", e per le specie citate nell'allegato II della Convenzione di Barcellona (L 175/1999), definite "in pericolo o minacciate".

Il secondo gruppo comprende quelle specie per la conservazione delle quali le leggi richiedono, più genericamente, misure gestionali. Ad esempio, l'allegato V della Direttiva

Tab. 2 - Principali leggi nazionali relative alla protezione di habitat e specie marine.
Main Italian laws dealing with the protection of marine habitats and species.

Legge n. 874 del 19 dicembre 1975 - Ratifica la Convenzione di Washington del 1973. Tale Convenzione, nota anche con l'acronimo CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of wild flora and fauna), affronta il problema del commercio internazionale delle specie di flora e di fauna (vive o morte) minacciate di estinzione, considerando anche sottoprodotti o derivati delle medesime. Non viene invece affrontato esplicitamente il problema della salvaguardia di tali specie nel loro ambiente naturale, per cui si potrebbe porre il paradosso che una specie CITES, se non protetta da altre leggi, possa essere sterminata a livello locale purché non sia oggetto di commercio. Tuttavia la legge fa riferimento, ancorché vago, alla "incolumità degli esemplari" e menziona le aree protette in quanto soggetti passibili di deroghe, previo giudizio di idoneità dalla Commissione Scientifica CITES. La Convenzione protegge le specie minacciate da qualunque commercio internazionale e regola il commercio di specie attualmente non minacciate di estinzione ma che potrebbero diventare minacciate se il loro commercio non viene regolato; inoltre dà alle singole nazioni la facoltà di elencare specie native già protette all'interno dei loro confini. La Legge 874/1975 è stata integrata e perfezionata dal Decreto Ministeriale del 31 dicembre 1983, dalla Legge n. 150 del 7 febbraio 1992, dal Decreto Ministeriale del 4 settembre 1992, dal Decreto Legge n. 2 del 12 gennaio 1993, dalla Legge n. 59 del 13 marzo 1993, dalla Legge n. 426 del 9 dicembre 1998, e dal Decreto Legislativo n. 275 del 18 maggio 2001.
Legge n. 503 del 5 agosto 1981 - Ratifica la Convenzione di Berna, relativa alla conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale in Europa. Le parti contraenti riconoscono l'importanza degli habitat naturali ed il fatto che flora e fauna selvatiche costituiscono un patrimonio naturale che va preservato e trasmesso alle generazioni future. L'allegato I elenca le specie di flora rigorosamente protette, l'allegato II elenca le specie di fauna rigorosamente protette, l'allegato III le specie di fauna protette.
Decreto del Presidente della Repubblica n. 357 del 8 settembre 1997 - Costituisce il regolamento recante attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche. Questa direttiva, solitamente citata come "Direttiva Habitat", comprende cinque allegati: l'allegato I (anche citato come allegato A) riguarda i tipi di habitat naturali di interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di aree speciali di conservazione; l'allegato II (o B) riguarda invece le specie animali e vegetali d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione; l'allegato III (o C) stabilisce i criteri di selezione dei siti atti ad essere individuati quali siti di importanza comunitaria e designati quali zone speciali di conservazione; l'allegato IV (o D) elenca le specie animali e vegetali di interesse comunitario che richiedono una protezione rigorosa; infine, l'allegato V (o E) elenca le specie animali e vegetali di interesse comunitario il cui prelievo nella natura e il cui sfruttamento potrebbero formare oggetto di misure di gestione.
Legge n. 175 del 27 maggio 1999 - Si tratta della ratifica ed esecuzione della Convenzione di Barcellona del 1995, avente per oggetto la protezione del Mar Mediterraneo dall'inquinamento. Tra le premesse della Convenzione di Barcellona, vi sono alcune considerazioni che meritano di essere sottolineate: i) le attività umane esercitano un profondo impatto sullo stato dell'ambiente marino e del litorale e, più in generale, sugli ecosistemi di aree che abbiano prevalenti caratteristiche mediterranee; ii) è necessario proteggere e, laddove opportuno, migliorare lo stato del patrimonio naturale e culturale del Mediterraneo, in particolare attraverso la creazione di aree specialmente protette e la protezione e conservazione di specie minacciate; iii) poiché esiste una minaccia di perdita o riduzione significativa di biodiversità, la mancanza di piena certezza scientifica non deve essere invocata come una ragione per procrastinare i provvedimenti per evitare o minimizzare tale minaccia. La Convenzione di Barcellona presenta tre allegati: l'allegato I definisce i criteri comuni per la scelta di aree marine e costiere che possono essere incluse nella lista ASPIM (Aree Specialmente Protette di Interesse Mediterraneo); l'allegato II fornisce la lista delle specie in pericolo o minacciate; l'allegato III fornisce la lista delle specie il cui sfruttamento è regolamentato.

Habitat (DPR 357/1997) elenca specie "il cui prelievo in natura ed il cui sfruttamento potrebbero essere oggetto di misure di gestione". Similmente, l'allegato III della Convenzione di Barcellona (L 175/1999) elenca le "specie il cui sfruttamento è regolamentato". Vi possono essere assimilate le specie che l'allegato III della Convenzione di Berna (L 503/1981) definisce semplicemente "protette" (senza l'aggiunta dell'avverbio "rigorosamente").

Infine, il terzo gruppo comprende le specie per le quali le leggi prevedono solo limitazioni al commercio, al trasporto ed alla detenzione, senza che siano richieste misure di conservazione nel loro ambiente naturale. Si tratta in pratica delle specie citate dagli allegati della Convenzione di Washington o CITES (L 150/1992).

Nella stragrande maggioranza dei casi, le specie risultano automaticamente assegnate in maniera univoca ad uno solo di questi tre gruppi. Nei rari casi in cui una stessa specie sia elencata in liste che la farebbero assegnare a gruppi differenti, può essere opportuno optare per la soluzione più conservativa: cioè, se una specie è elencata almeno una volta in un allegato che prevede, ad esempio, misure di protezione rigorosa, essa viene assegnata al primo gruppo (anche se altri elenchi prevedono livelli di protezione meno severi).

Per l'elaborazione di un indice territoriale, non è indicato considerare le tartarughe, gli uccelli ed i cetacei, seppur avvistati occasionalmente o regolarmente all'interno dell'AMP. Tali organismi, infatti, non forniscono informazioni utili ad una rappresentazione cartografica: il loro rapporto col territorio marino è labile ed indiretto, in quanto specie del largo (tartarughe e cetacei) o legate prevalentemente alla costa emersa (uccelli). Per analoghi motivi non devono essere considerati i pesci pelagici (tonni, squali, ecc.). La foca monaca (*Monachus monachus*) non possiede popolazioni stanziali nei mari italiani da ormai molti anni (Nitadoraki, 2003).

Per rappresentare cartograficamente il livello di protezione previsto dalla normativa vigente, ogni parcella territoriale viene poi classificata sulla base della presenza di specie appartenenti ai tre gruppi suddetti e infine rappresentata sulla carta con una scala cromatica a 5 livelli (in ordine decrescente di emergenza):

1. rosso, laddove esiste almeno 1 specie del primo gruppo, che richiede protezione rigorosa;
2. arancio, laddove esistono 2 o più specie del secondo gruppo, che richiedono misure gestionali;
3. giallo, laddove esiste almeno 1 specie del secondo gruppo, che richiede misure gestionali;
4. verde chiaro, laddove esiste almeno una specie del terzo gruppo, per la quale la detenzione, il trasporto ed il commercio sono regolamentati;
5. verde scuro, laddove non risultano presenti specie protette.

Questa informazione sintetica è quella sicuramente più importante per la gestione del territorio marino, in quanto fornisce immediatamente il livello di protezione che deve essere applicato ad ogni singola parcella territoriale. Può essere di interesse, tuttavia, avere anche l'informazione aggiuntiva di quali specie siano presenti, riportando sulla carta una sigla identificativa della specie. Anche la presenza di habitat e geotemi viene rappresentata sulla carta da simbologie opportune (Fig. 4).

Mentre la distribuzione di habitat e geotemi può essere desunta, rispettivamente, dalla carta delle biocenosi e dalla carta morfobatimetrica e sedimentologica, è da sottolineare che non sono ad oggi disponibili inventari della presenza e distribuzione delle specie protette nelle AMP considerate. Per costruire la carta delle emergenze, è stato necessario ottenere informazioni per lo più ex-novo. Conformemente alle procedure tipicamente adottate in questi ambiti (Bardat *et al.,* 1997) sono state utilizzate tre fonti di dati: 1) materiale bibliografico; 2) informazioni raccolte da dilettanti e professionisti; 3) osservazioni sul campo nel quadro di vari programmi di ricerca. Ciò ha inevitabilmente comportato che i dati sulla distribuzione delle specie protette utilizzati siano

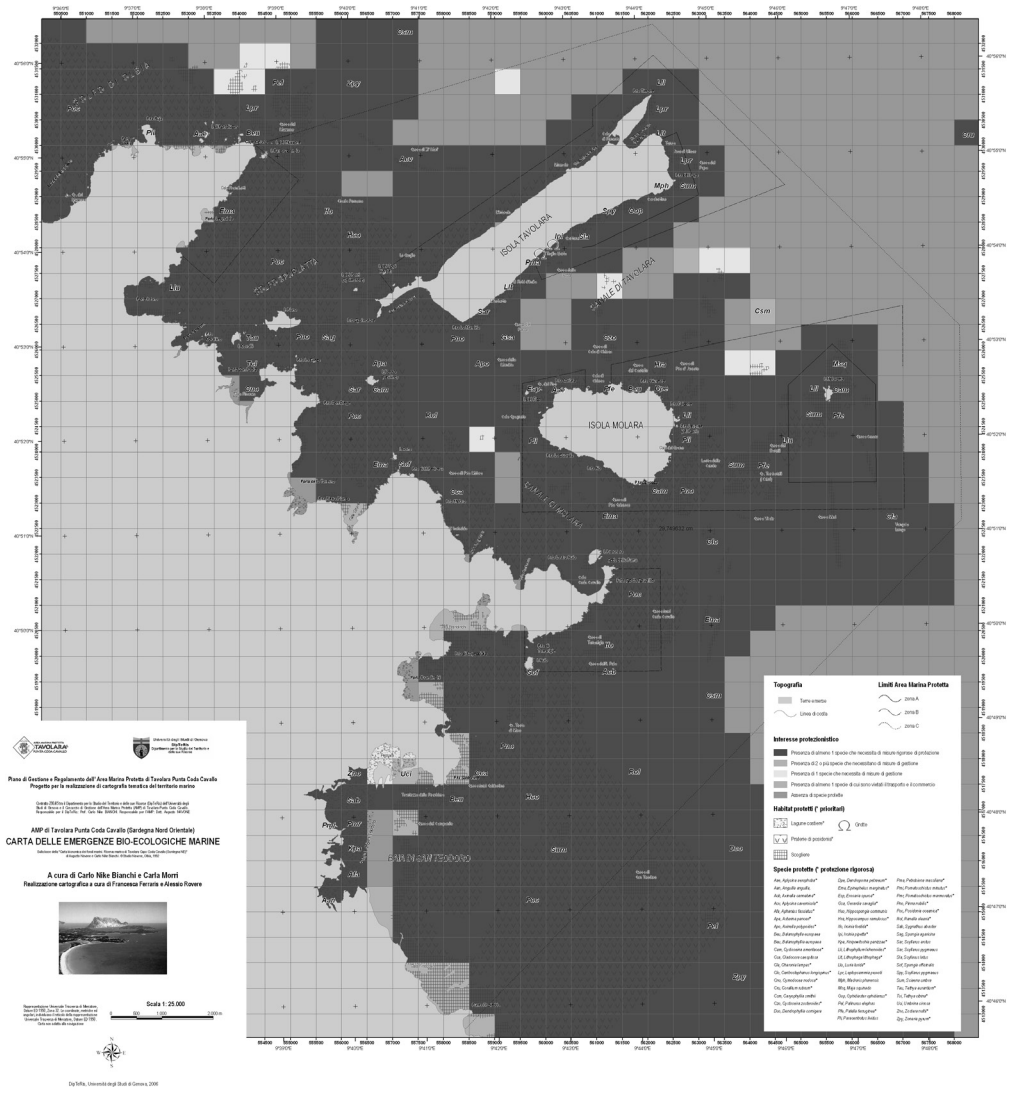


Fig. 4 - Riproduzione in scala ridotta ed in bianco e nero di una carta delle emergenze naturalistiche marine. L'esempio riguarda l'AMP di Tavolara – Punta Coda Cavallo (originale in scala 1:25·000).

Reproduction at reduced scale and in black and with of a map of the marine nature emergencies. The example illustrates the MPA of Tavolara – Punta Coda Cavallo (original scale 1:25·000).

da considerarsi del tutto preliminari, certamente incompleti e probabilmente imprecisi. Non è ovviamente possibile proteggere specie che non sono state trovate (Possingham *et al*., 2007). Il censimento delle emergenze biologiche dovrebbe essere considerato una priorità tra le attività di ricerca delle AMP, coerentemente con il progetto promosso nel 1997 dal Ministero dell'Ambiente e della tutela del Territorio in collaborazione con la Società Italiana di Biologia Marina per la produzione di una carta nazionale a scala 1:250·000, utile a livello conoscitivo ma insufficiente a scopi gestionali, della distribuzione delle specie marine protette.

Carta del degrado e del rischio del territorio marino - La valutazione del livello di degrado del territorio marino e l'apprezzamento dei possibili rischi cui è sottoposto richiedono rilevamenti subacquei, foto aree (per la costa ed i fondali più superficiali), sonogrammi (per i fondali profondi) ed indagini socio-economiche relative all'intensità di prelievo delle risorse marine e di frequentazione antropica.

Il degrado viene tipicamente definito come l'inverso della naturalità del territorio (Ridder, 2007): vale a dire che più un territorio è antropizzato, e si allontana quindi dalla sua condizione "naturale", più viene considerato degradato. Questa definizione, indubbiamente condivisibile dalla maggior parte dei naturalisti, in ambiente terrestre è

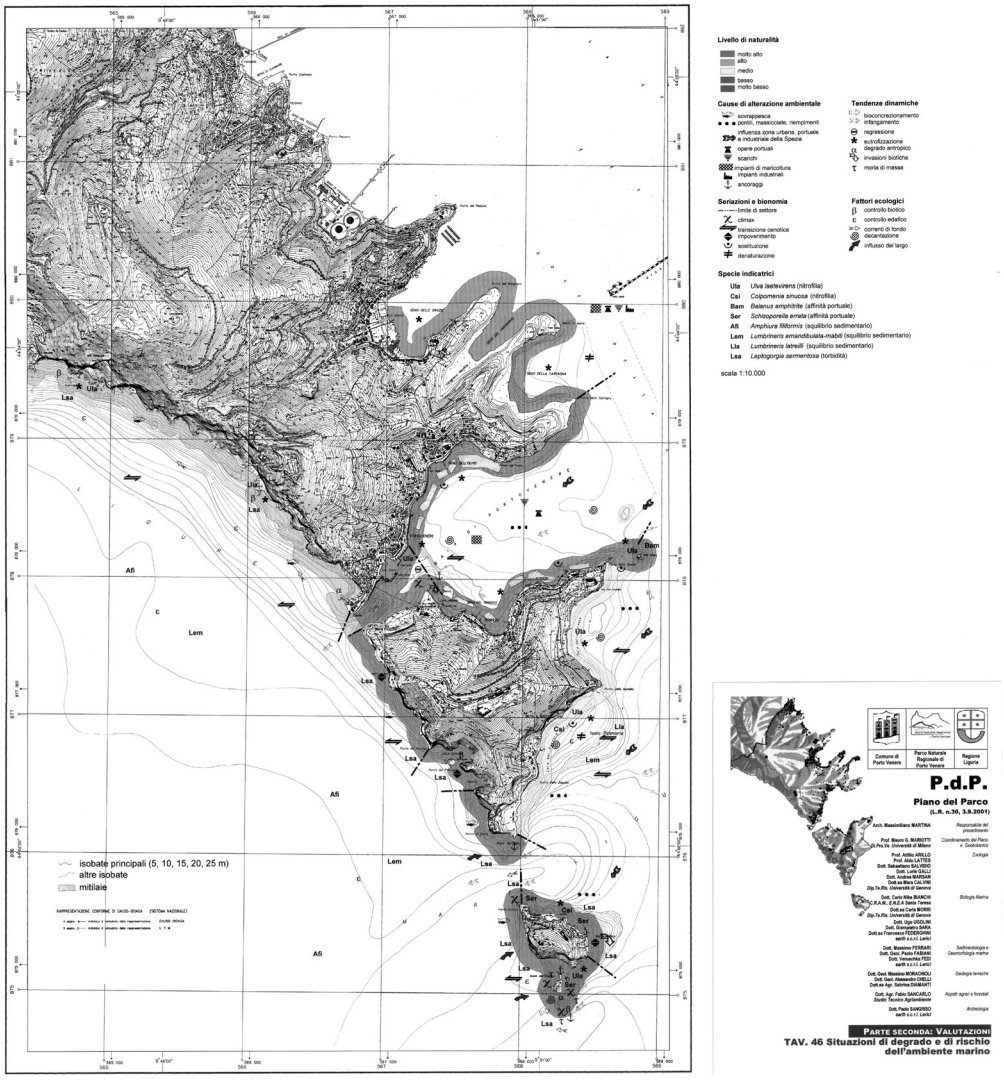


Fig. 5 - Riproduzione in scala ridotta ed in bianco e nero di una carta del degrado e rischio del territorio marino. L'esempio riguarda l'Arcipelago di Portovenere (originale in scala 1:10·000).

Reproduction at reduced scale and in black and with of a map of the degradation and risk of the marine territory. The example illustrates the Arcipelago di Portovenere (original scale 1:10·000).

contestata ad esempio dagli architetti, secondo i quali le millenarie colture dell'uomo hanno spesso "migliorato" il paesaggio naturale. In mare, che può essere considerata l'ultima grande riserva di naturalità del nostro pianeta, l'antropizzazione sembra accompagnarsi sempre a degrado: difficilmente si potrà affermare che la presenza di porti, opere costiere e spiagge artificiali abbia migliorato gli ecosistemi marini; tuttavia, la valutazione del ruolo ecologico delle barriere artificiali per il ripopolamento ittico potrebbe essere oggetto di un dibattito di questo tipo.

La valutazione (semi)quantitativa del degrado si effettua attraverso una classificazione ispirata a quella proposta da Diviacco (1998b) per le coste della Regione Liguria, sia tenendo conto del livello (intensità e qualità) di antropizzazione costiera (presenza di manufatti e impianti, frequentazione umana, pesca, ecc.) sia utilizzando indici e indicatori di alterazione degli ecosistemi marini (Bianchi *et al*., 1996; Bianchi e Morri, 2003a). Il livello di degrado viene rappresentato cartograficamente con una scala cromatica a 5 livelli (in ordine decrescente di naturalità):

1. rosso, degrado molto basso (minimi segni di presenza antropica, ecosistemi marini in eccellenti condizioni);
2. arancio, degrado basso (scarsa frequentazione antropica, minima attività di pesca, ecosistemi marini in condizioni naturali);
3. giallo, degrado medio (pesca e frequentazione moderate, ecosistemi marini solo lievemente alterati);
4. verde chiaro, degrado elevato (frequentazione umana e attività di pesca rilevanti, presenza di rifiuti ed altri segni antropici sui fondali, ecosistemi marini alterati);
5. verde scuro, degrado molto elevato (zone portuali o urbanizzate, intensa frequentazione umana, ecosistemi marini profondamente alterati).

Fig. 6 - Esempio, relativo all'AMP Isola di Bergeggi, della legenda dei simboli di rischio di alterazione del territorio marino.

An example, relating to the MPA Isola di Bergeggi, of a key to symbols of risk of alteration of the marine territory.

Oltre ai colori che caratterizzano le diverse parcelle territoriali, la carta del degrado e rischio riporta anche numerosi simboli che esprimono informazioni legate ai rischi potenziali (Fig. 5). Il rischio di alterazione del territorio marino è valutato solo qualitativamente, individuando e localizzando le cause di alterazione ambientale, che vengono rappresentate cartograficamente con simbologia a hoc; similmente vengono rappresentati quei fattori e processi ecologici, quelle seriazioni e tendenze e quegli aspetti di bionomia che possono influenzare la manifestazione dei rischi potenziali (Fig. 6). Infine, viene riportata la presenza di specie indicatrici con una sigla evocativa del nome latino (Tab. 3).

Tab. 3 - Lista delle specie indicatrici utilizzate per la carta del degrado e del rischio del territorio marino dell'AMP Isola di Bergeggi. Da sinistra a destra sono riportate la sigla con cui viene cartografata la presenza delle specie, il nome latino della specie, il gruppo superiore di appartenenza, e l'indicazione ambientale fornita.

List of the indicator species utilized for the map of degradation and risk of the marine territory of the MAP "Isola di Bergeggi". The code with which the species occurrence is mapped, the Latin name of the species, the higher taxon to which it belongs, and the environmental information provided are reported left to right.

Sigla	Specie	Taxon superiore	Indicazione
Aca	*Axinella cannabina*	porifero	meridionalizzazione
Ama	*Aphelochaeta marioni*	polichete	sedimentazione rapida e/o intensa
Amu	*Aspidosiphon muelleri*	sipunculide	sedimentazione organica
Apo	*Axinella polypoides*	porifero	meridionalizzazione
Avi	*Arthrocladia villosa*	feoficea	correnti di fondo
Cca	*Capitella capitata*	polichete	inquinamento organico
Cfi	*Chone filicaudata*	polichete	degrado biocenotico
Cgi	*Corbula gibba*	bivalve	decantazione
Cno	*Cymodocea nodosa*	fanerogama	sostituzione
Cra	*Caulerpa racemosa*	cloroficea	invasione biotica
Cse	*Chaetozone setosa*	polichete	sedimentazione minerale
Csi	*Colpomenia sinuosa*	feoficea	tendenza eutrofica
Csm	*Caryophyllia smithii*	antozoo	sedimentazione lenta
Dar	*Ditrupa arietina*	polichete	instabilità sedimentaria
Dve	*Dasycladus vermicularis*	cloroficea	meridionalizzazione
Ein	*Enteromorpha intestinalis*	cloroficea	tendenza eutrofica
Eve	*Eunicella verrucosa*	antozoo	torbidità o infangamento
Evi	*Eunice vittata*	polichete	degrado biocenotico
Gro	*Glycera rouxii*	polichete	sedimentazione rapida e/o intensa
Hdi	*Halocordyle disticha*	idrozoo	meridionalizzazione
Hmu	*Hypnea musciformis*	rodoficea	meridionalizzazione
Lby	*Lithophyllum byssoides*	rodoficea	bioconcrezione mediolitorale
Lin	*Lithophyllum incrustans*	rodoficea	pascolo
Lla	*Lumbrineris latreilli*	polichete	decantazione
Lsa	*Leptogorgia sarmentosa*	antozoo	torbidità
Lst	*Lithophyllum stictaeforme*	rodoficea	bioconcrezione
Mci	*Minuspio cirrifera*	polichete	sedimentazione organica
Mga	*Mytilus galloprovincialis*	bivalve	tendenza eutrofica
Mli	*Mesophyllum lichenoides*	rodoficea	bioconcrezione
Mph	*Madracis pharensis*	antozoo	meridionalizzazione
Msp	*Myrtea spinifera*	bivalve	decantazione
Opa	*Oculina patagonica*	antozoo	invasione biotica
Pcl	*Paramuricea clavata*	antozoo	collegamento bento-pelagico
Pfu	*Pseudochlodesmis furcellata*	cloroficea	meridionalizzazione
Pmo	*Phyllangia mouchezii*	antozoo	meridionalizzazione
Ppa	*Paralacydonia paradoxa*	polichete	decantazione
Sco	*Syllis cornuta*	polichete	instabilità sedimentaria
Sde	*Siphonoecetes dellavallei*	crostaceo	sedimentazione organica
Sem	*Scoletoma emandibulata mabiti*	polichete	sedimentazione rapida e/o intensa
Ser	*Schizoporella errata*	briozoo	tendenza eutrofica
Spe	*Sporochnus pedunculatus*	feoficea	correnti di fondo
Tdi	*Tellina distorta*	bivalve	instabilità sedimentaria
Tfl	*Thyasira flexuosa*	bivalve	sedimentazione minerale
Tfr	*Tricleocarpa fragilis*	rodoficea	meridionalizzazione
Tov	*Timoclea ovata*	bivalve	degrado biocenotico
Ula	*Ulva laetevirens*	cloroficea	tendenza eutrofica

Carta della vulnerabilità del territorio marino - La vulnerabilità è definita come la capacità dell'habitat di conservare la sua struttura e le sue funzioni a fronte di influenze sfavorevoli attuali o potenziali. Maggiore è la vulnerabilità di un habitat, maggiore è la probabilità che esso subisca alterazioni a seguito di un impatto anche relativamente modesto. La carta della vulnerabilità del territorio marino fornisce informazioni sul livello di vulnerabilità di ogni parcella territoriale e su dove sono concentrati gli ecosistemi più fragili, e quindi più esposti ad alterazioni di origine antropica o climatica. Il suo utilizzo permette di prevedere attività di monitoraggio mirate ed eventualmente di provvedere ad azioni di protezione più efficaci o ad iniziative di mitigazione delle conseguenze di cambiamenti indesiderati.

Le informazioni utilizzate per compilare la carta della vulnerabilità sono quelle contenute nella carta delle biocenosi: le unità di popolamento vengono equiparate a quelle della lista RAC SPA (Bellan-Santini *et al*., 2002). Ad ogni unità di popolamento viene quindi assegnato un punteggio di vulnerabilità in base ai livelli previsti dall'Annesso IV di UNEP MAP (1998): in particolare, viene assegnato 3 alla vulnerabilità elevata, 2 alla vulnerabilità intermedia, e 1 alla vulnerabilità scarsa. È opportuno sottolineare che questo punteggio appare in ordine inverso a quello utilizzato da RAC SPA (Relini, 2000), ma risulta più utile per il calcolo degli indici derivati.

Il punteggio di vulnerabilità di ogni unità di popolamento viene poi diviso per il numero di parcelle territoriali in cui tale unità di popolamento è presente, in modo da ponderare la vulnerabilità sulla frequenza. Questo è un aspetto importante, sovente trascurato negli studi puntiformi. È infatti intuitivo che a parità di vulnerabilità, l'habitat che risulta più scarso nel territorio marino in questione diviene di fatto ancor più vulnerabile. Immaginiamo infatti che in una determinata AMP ci siano migliaia di ettari di praterie di posidonie, ma solo un numero limitato di grotte sommerse. Entrambi gli habitat hanno vulnerabilità elevata secondo RAC SPA. Ai fini gestionali, tuttavia, è importante sapere che l'alterazione locale di una porzione di prateria di posidonie, per quanto grave, coinvolge una frazione minore della quantità di habitat presente nel territorio marino, mentre l'alterazione di una grotta incide in maniera proporzionalmente maggiore sull'integrità totale del territorio marino. Secondo questo criterio, l'alterazione di un habitat molto diffuso può essere percepita come meno grave di una simile alterazione a carico di un habitat raro sul territorio. Questo approccio appare di estremo interesse in un'ottica gestionale e fornisce uno strumento più utile rispetto al puro concetto di "protezione rigorosa" evidenziato dalla carta delle emergenze bioecologiche marine.

Per passare da un concetto di vulnerabilità dei singoli habitat a quello di vulnerabilità territoriale, si esegue la sommatoria dei punteggi di vulnerabilità ponderata degli habitat presenti in ogni parcella territoriale, tramite la formula:

$$Vt_j = \Sigma_i^m \ (Vh_i \times S_i^{-1})$$

dove Vt_j è l'indice di vulnerabilità territoriale della parcella j, m è il numero di habitat presenti nella parcella j, Vh_i è la vulnerabilità dell'habitat i, S_i è il numero di parcelle in cui è presente l'habitat j, e l'espressione $Vh_i \times S_i^{-1}$ rappresenta la vulnerabilità ponderata dell'habitat i.

Tramite un'analisi di distribuzione di frequenza, le parcelle territoriali dell'area in esame sono divise in cinque classi in ordine decrescente di vulnerabilità territoriale, contraddistinte sulla carta da colori differenti:

1. rosso, vulnerabilità territoriale estremamente alta;
2. arancio, vulnerabilità territoriale molto alta;
3. giallo, vulnerabilità territoriale alta;
4. verde chiaro, vulnerabilità territoriale media;
5. verde scuro, vulnerabilità territoriale bassa.

Per completezza, si calcola il numero di habitat con vulnerabilità elevata presenti in ogni parcella territoriale. Questo numero può essere considerato come un indice di fragilità ecologica. Esso, infatti, permette di conoscere, al di là del livello di vulnerabilità territoriale, laddove sono concentrati gli habitat più fragili. Sulla carta vengono segnate, con triangoli di dimensioni crescenti, le parcelle contenenti un numero più o meno grande di habitat a vulnerabilità elevata (Fig. 7).

Carta della qualità del territorio marino - La qualità ambientale è tipicamente espressa, direttamente o indirettamente, in termini di valore del patrimonio naturale

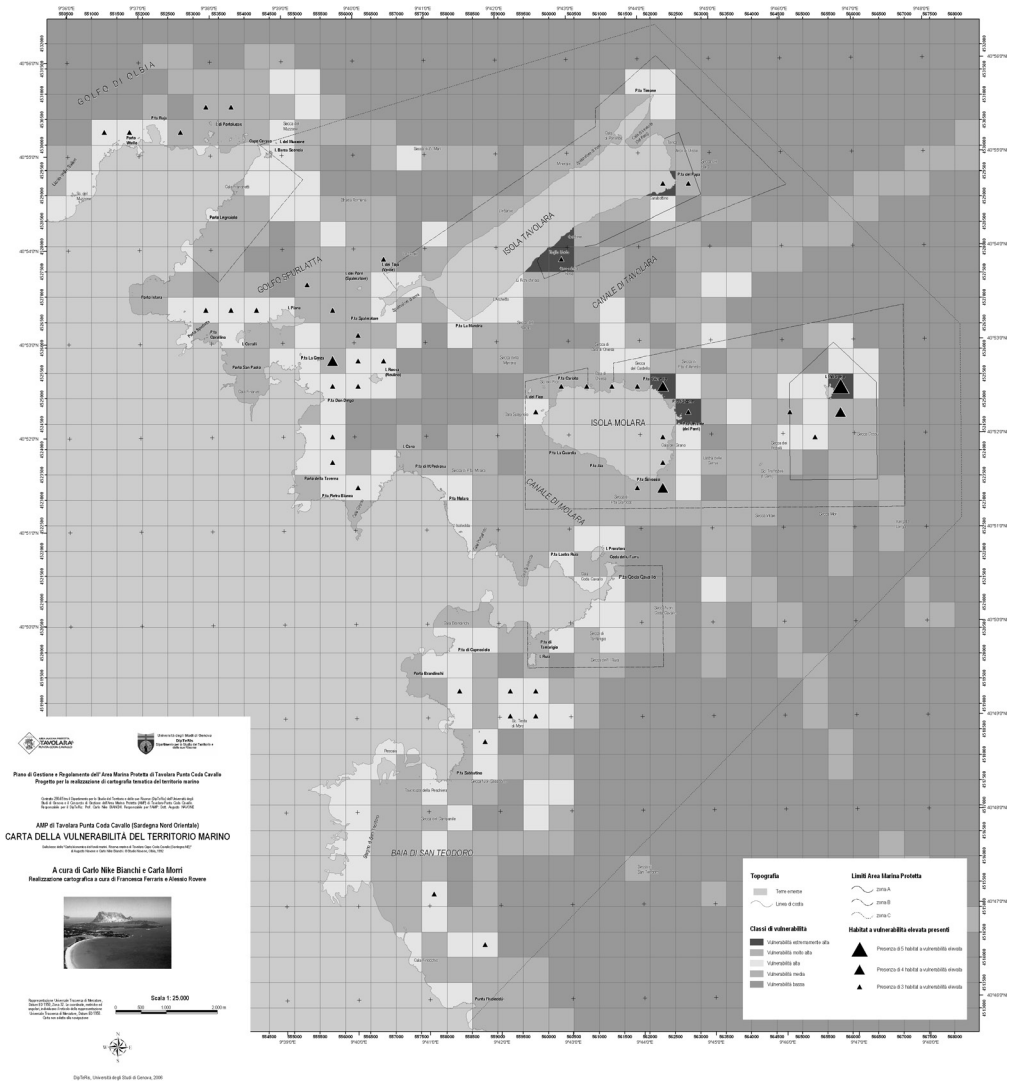


Fig. 7 - Riproduzione in scala ridotta ed in bianco e nero di una carta della vulnerabilità del territorio marino. L'esempio riguarda l'AMP di Tavolara – Punta Coda Cavallo (originale in scala 1:25·000).

Reproduction at reduced scale and in black and with of a map of the vulnerability of the marine territory. The example illustrates the MPA of Tavolara – Punta Coda Cavallo (original scale 1:25·000).

"contenuto" o espresso dall'ambiente in questione. Maggiore è il valore del patrimonio naturale, maggiore è la qualità ambientale. Il concetto di patrimonio naturale è recentemente nato nell'ambito della nascente bio-economia, o economia ecologica (Grifoni, 2006), che cerca di conciliare sviluppo e conservazione secondo i dettami dell'Agenda 21 e la logica dello sviluppo durevole (o "sostenibile"). La Convenzione sulla protezione del patrimonio culturale e naturale mondiale firmata a Parigi il 23 novembre 1972, e ratificata in Italia con la Legge n. 184 del 6 aprile 1977, considera come patrimonio naturale quelle specifiche zone di territorio, rigorosamente delimitate, costituenti l'habitat di specie animali o vegetali minacciate, affermando che tale patrimonio non è soltanto nazionale ma riveste interesse universale. In realtà, questo concetto di patrimonio naturale rappresenta solo un apprezzamento parziale del valore del capitale naturale, inteso come insieme non solo delle risorse naturali (cibo, farmaci, tessili, materiali da costruzione ecc.) ma anche dei servizi (cicli biogeochimici, purificazione dell'aria e dell'acqua, tempo libero, godimento estetico, ecc.) che gli ecosistemi offrono al sostentamento dell'umanità e del suo livello di civilizzazione e di cultura. Esistono ancora notevoli difficoltà nell'assegnare un "prezzo alla Natura", ovvero nel monetizzare il valore del capitale naturale. In molti documenti comunitari ed internazionali vengono distinti quattro approcci: 1) il valore d'opzione rappresenta quanto si è disposti a pagare per usufruire di un determinato bene o servizio ambientale; 2) il valore di quasi-opzione rappresenta quanto si è disposti a pagare per preservare un bene considerato importante; 3) il valore d'esistenza introduce un aspetto etico (rispetto ai precedenti, puramente utilitaristici) in quanto afferma il diritto di esistere di un ecosistema o di una sua componente, e rappresenta pertanto un valore di non-uso; 4) il valore di lascito si mantiene in un ambito prevalentemente etico, assegnando un valore in relazione all'uso che ne potrebbero fare le generazioni future o in funzione del valore d'esistenza che potrà essere assegnato in futuro.

La carta della qualità del territorio marino fornisce informazioni sul valore dell'ambiente marino, utili per la monetizzazione di impatti, di concessioni o di altri casi in cui sia necessario confrontare il capitale naturale con quello umano e finanziario, nonché per la valorizzazione dei siti a fini di educazione ambientale e di turismo ecocompatibile.

Nella procedura di diagnostica territoriale sviluppata nelle esperienze qui descritte, la qualità ambientale del territorio marino è stimata dalla combinazione del valore del patrimonio naturale con lo stato di conservazione dello stesso. È intuitivo che ecosistemi in cattivo stato di conservazione o addirittura in degrado possono perdere una parte anche significativa del loro valore teorico. Il livello di degrado viene tratto dalla carta del degrado e rischio precedentemente illustrata, mentre il valore del patrimonio naturale è espresso in termini di qualità potenziale. Per la stima della qualità potenziale degli habitat, si prendono in considerazione i quattro valori patrimoniali individuati da Bardat *et al.* (1997): il valore naturalistico (o patrimoniale in senso stretto) riguarda l'importanza di un dato habitat per il patrimonio naturale nazionale o regionale, motivata per le sue esclusive caratteristiche, quali la presenza di endemismi, la rilevanza geomorfologica (falesie, grotte, ecc.), la peculiarità ecologica; il valore economico si riferisce al significato di un dato habitat come fonte di ricchezza, sia diretta per il numero e l'abbondanza di specie sfruttate con le attività di pesca e di maricoltura, sia indiretta per la sua produttività; il valore estetico consiste nella rilevanza paesaggistica di un dato habitat; il valore di rarità, infine, misura la maggiore o minore frequenza dell'habitat in Mediterraneo.

Per calcolare la qualità potenziale degli habitat a partire dai loro valori, le unità di popolamento della carta delle biocenosi sono equiparate a quelle della lista RAC SPA (Bellan-Santini *et al.*, 2002). Ad ogni unità di popolamento sono assegnati i valori naturalistico, economico, estetico e di rarità in base ai livelli previsti dall'Annesso IV

di UNEP MAP (1998). In particolare, per i valori naturalistico, economico ed estetico viene assegnato 3 al livello elevato, 2 al livello intermedio, e 1 al livello scarso; analogamente, per il valore di rarità viene assegnato 3 agli habitat classificati come presenti in pochissimi siti del Mediterraneo, 2 agli habitat classificati come rari, e 1 agli habitat più diffusi. È opportuno sottolineare che questo punteggio appare in ordine inverso a quello utilizzato da RAC SPA (Relini, 2000), ma risulta più utile per il calcolo degli indici derivati. I quattro valori così assegnati sono integrati in un indice sintetico di valore tramite una formula ispirata all'indice di Storie (Villa, 1995):

$$Qh_i = (N_i \times S_i \times E_i \times R_i) \times k^{(1-n)}$$

dove Qh_i è l'indice sintetico di qualità potenziale dell'habitat *i*; N_i, S_i, E_i, e R_i sono, rispettivamente, i punteggi dei valori naturalistico, economico, estetico e di rarità dell'habitat *i*; *k* è il valore massimo assunto da tali punteggi (3 in questo caso) e *n* è il numero di valori considerati (4 in questo caso).

Per passare dalla qualità potenziale dei singoli habitat alla qualità territoriale, si pesa la qualità potenziale di ogni parcella (sommatoria dei punteggi di qualità potenziale dei singoli habitat in essa contenuti) sul suo livello di degrado (desunto dalla carta del degrado e del rischio):

$$Qt_j = [\Sigma_i^m (Qh_i)] \times D_j^{-1}$$

dove Qt_j è l'indice di qualità territoriale della parcella *j; m* è il numero di habitat presenti nella parcella *j*; Qh_i è l'indice sintetico di qualità potenziale dell'habitat *i*; D*j* è il punteggio di degrado della parcella *j*.

Tramite un'analisi di distribuzione di frequenza, le parcelle territoriali dell'area in esame sono divise in cinque classi in ordine decrescente di qualità territoriale, contraddistinte sulla carta da colori differenti:

1. rosso, qualità potenziale estremamente alta;
2. arancio, qualità potenziale molto alta;
3. giallo, qualità potenziale alta;
4. verde chiaro, qualità potenziale media;
5. verde scuro, qualità potenziale bassa.

Viene inoltre fornita l'informazione sul valore prevalente del capitale naturale contenuto in ogni parcella territoriale. Per riconoscere tale valore prevalente, le parcelle territoriali sono ordinate quattro volte, rispettivamente secondo il loro valore naturalistico, economico, estetico e di rarità. Questo ordinamento permette di assegnare un rango alla parcella per ognuno dei valori (assegnando rango 1 alla parcella con valore più alto caso per caso). Il valore che determina il rango proporzionalmente più alto per ogni parcella è considerato il valore prevalente di quella parcella: ad esempio, se una parcella è terza in ordine di valore estetico e quinta per valore economico, il valore estetico è considerato preponderante, anche se in termini di valore assoluto il valore economico potrebbe essere maggiore. Tali valori vengono cartografati segnando le parcelle con simboli considerati in qualche modo evocativi: ♥ = valore naturalistico, ♦ = valore economico, ♣ = valore estetico, ♠ = valore di rarità (Fig. 8).

Mentre l'indice di qualità territoriale è un'espressione quantitativa sintetica dell'insieme dei valori di tutti gli habitat presenti sul territorio, l'indicazione del tipo di valore prevalente dettaglia la natura del capitale naturale, fornendo indicazioni integrative per le scelte gestionali. Il concetto di valore prevalente, infatti, suggerisce l'utilizzo più opportuno del capitale naturale all'interno di una AMP. La Legge n. 394 del 6 dicembre 1991, denominata "legge quadro sulle aree protette", elenca le finalità dei territori soggetti a protezione ambientale (articolo 1, paragrafo 3):

a) conservazione di specie animali e vegetali, di associazioni vegetali […*omissis*…];

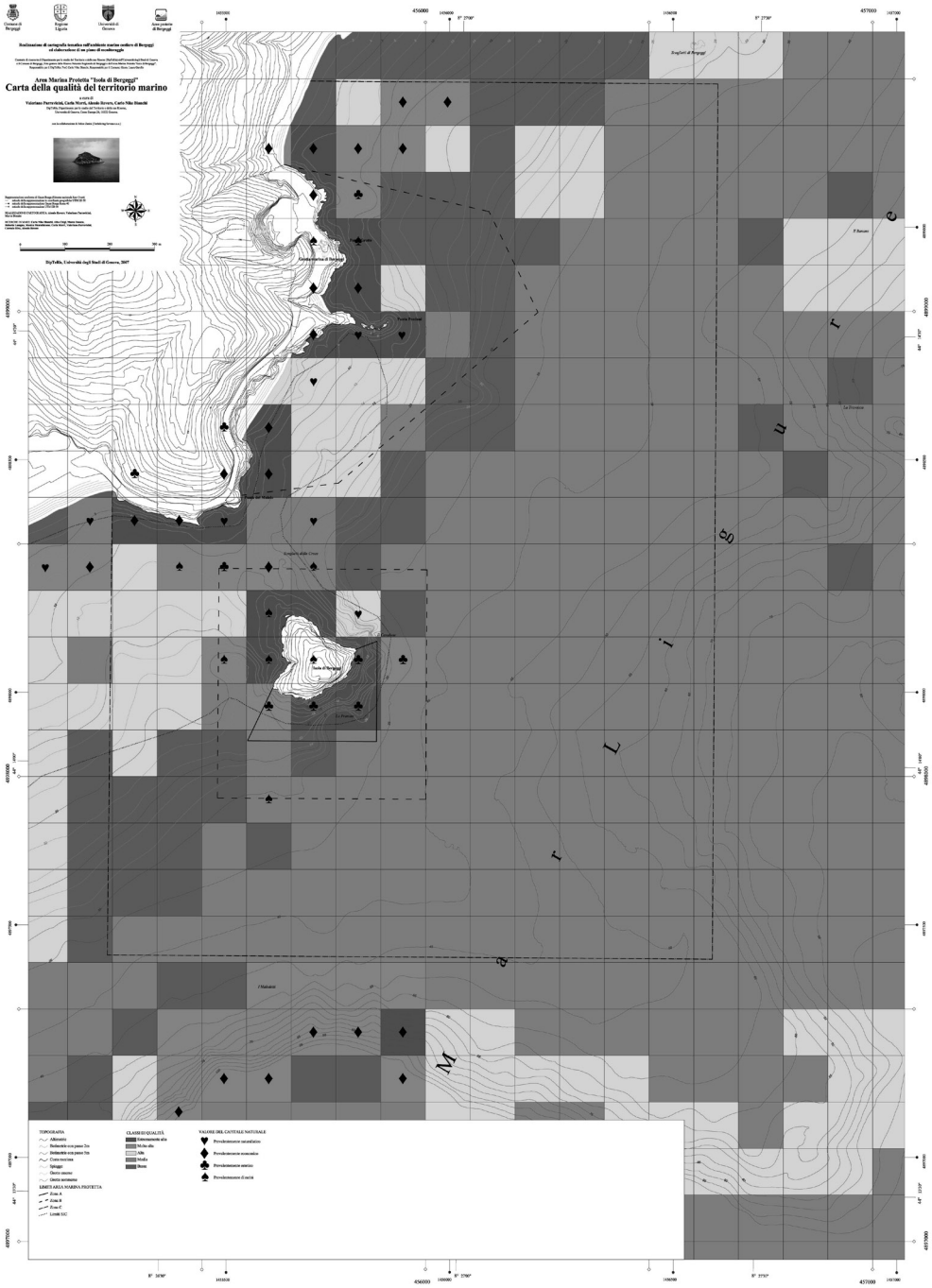


Fig. 8 - Riproduzione in scala ridotta ed in bianco e nero di una carta della qualità del territorio marino. L'esempio riguarda l'AMP Isola di Bergeggi (originale in scala 1:2·000).

Reproduction at reduced scale and in black and with of a map of the quality of the marine territory. The example illustrates the MPA Isola di Bergeggi (original scale 1:2·000).

b) applicazione di metodi di gestione [*…omissis…*] idonei a realizzare un'integrazione tra uomo e ambiente naturale [*…omissis…*];

c) promozione di attività di educazione, di formazione e di ricerca scientifica [*… omissis…*] nonché di attività ricreative compatibili.

Oltre alla conservazione (comma a), che appare in tutta ovvietà come prioritaria, le altre attività istituzionali (le "ragioni d'essere") delle aree protette sono pertanto quattro: integrazione tra uomo e ambiente (comma b), educazione ambientale (comma c), ricerca scientifica (comma c), turismo compatibile (comma c). È facile vedere la corrispondenza tra queste "ragion d'essere" ed i quattro valori del capitale naturale utilizzati. Dovendo, ad esempio, pianificare e posizionare sul territorio dell'AMP le attività istituzionali, le parcelle territoriali con prevalente valore naturalistico si prestano soprattutto ad attività di sensibilizzazione ed educazione ambientale; quelle con prevalente valore economico ad attività di sfruttamento ecocompatibile (ad esempio, piccola pesca artigianale tradizionale, pescaturismo); quelle con prevalente valore estetico al turismo subacqueo; quelle con prevalente valore di rarità alla ricerca scientifica.

Carta della suscettività d'uso del territorio marino - Rappresenta forse la carta territoriale di maggiore importanza e di utilizzo più pressante, in quanto fornisce indicazioni sulla possibilità di utilizzo di un determinato sito. È di primaria importanza come guida nelle scelte di pianificazione territoriale e nell'esame di conflittualità d'uso o della compatibilità tra conservazione e sviluppo.

Le carte precedentemente descritte rappresentano essenzialmente approcci analitici alla caratterizzazione ed alla valutazione ambientale: ognuna di esse mette in evidenza un aspetto ben preciso del territorio (presenza di emergenze, degrado e rischio, vulnerabilità, qualità) e sono utili per modulare le strategie di gestione a fronte di esigenze specifiche. La carta della suscettività d'uso costituisce invece una sintesi sia dell'importanza del territorio sia della presenza di emergenze, e fornisce in senso proprio il quadro generale in cui collocare le scelte decisionali. In che senso la carta della suscettività d'uso è una rappresentazione sintetica? Lo è da due punti di vista: combina la presenza di specie protette con l'importanza degli habitat; la misura dell'importanza degli habitat ne riassume la vulnerabilità, il valore naturalistico, economico ed estetico, e la rarità.

Per quanto riguarda le specie protette, il calcolo della suscettività d'uso considera il numero assoluto di specie protette presenti in ogni parcella territoriale. In questo si distingue nettamente dalla carta delle emergenze naturalistiche che si interessa più al livello di protezione imposto alle specie che non al loro numero: secondo la logica delle emergenze, una specie che necessita di protezione rigorosa vale sempre di più rispetto a numerose specie per le quali sia semplicemente richiesta qualche forma di accortezza gestionale. Se però si deve valutare la suscettività d'uso del territorio è evidente che la presenza di numerose specie protette ne riduce comunque la disponibilità.

Per quanto riguarda l'importanza degli habitat, essa si basa sulle classificazioni riportate nell'Annesso IV di UNEP MAP (1998), in cui si distinguono tre livelli di importanza: habitat determinanti, per i quali è indispensabile la conservazione; habitat rimarchevoli, meritevoli di particolari attenzioni e gestione che impongono condizioni d'uso specifiche; habitat non ritenuti importanti, privi di particolari attributi, disponibili ad un uso sostenibile. Per ogni unità di popolamento riportata nella carta delle biocenosi, equiparata ad una della lista RAC SPA (Bellan-Santini *et al*., 2002), viene assegnato un punteggio d'importanza conservazionistica: 3 agli habitat determinanti, 2 agli habitat rimarchevoli, 1 agli habitat non ritenuti importanti.

L'importanza totale di ogni parcella territoriale è calcolata per sommatoria dei singoli punteggi di importanza di tutti gli habitat in essa contenuti, e viene successivamente combinata con il numero totale di specie protette per ottenere un indice che misura la suscettività d'uso. Tale indice deriva dalla regressione tra l'importanza totale

della parcella ed il numero di emergenze biologiche (specie protette) contenute nella medesima parcella:

$$St_j = \{[\Sigma_i^m (Ih_i)]^2 + Eb_j^2]\}^{-½}$$

dove St_j è l'indice di suscettività d'uso della parcella j; m è il numero di habitat presenti nella parcella j; Ih_i è l'importanza dell'habitat i; Eb_j è il numero di emergenze biologiche nella parcella j.

Tramite un'analisi di distribuzione di frequenza, si definiscono cinque classi in ordine crescente di suscettività d'uso del territorio marino, contraddistinte sulla carta da colori differenti:

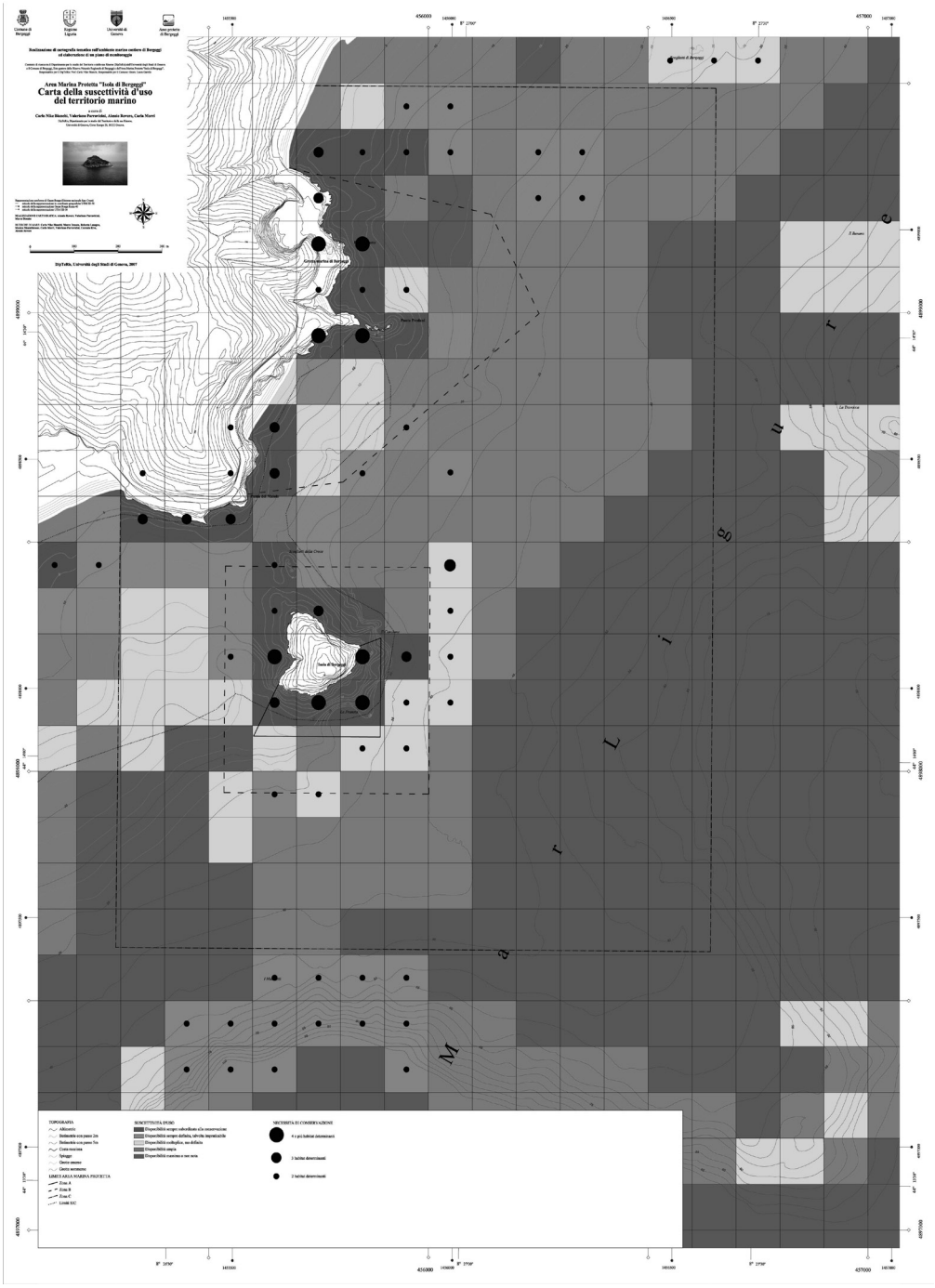
1. rosso, disponibilità sempre subordinata alla conservazione;
2. arancio, disponibilità particolare, sempre definita, talvolta impraticabile;
3. giallo, disponibilità molteplice ma definita;
4. verde chiaro, disponibilità ampia;
5. verde scuro, disponibilità massima.

Per completezza, viene inoltre segnalato, tramite simboli di dimensione diversa, il numero di habitat determinanti contenuto in ogni parcella territoriale, considerato come un indice della necessità di conservazione (Fig. 9). In questo modo, la carta della suscettività d'uso del territorio marino fornisce uno strumento più efficace e più duttile rispetto al puro concetto di "protezione rigorosa" evidenziato dalla carta delle emergenze naturalistiche.

Conclusioni - L'esperienza maturata con la produzione di cartografia territoriale delle tre AMP "Arcipelago di Portovenere" (Bianchi *et al*., 2002a), "Tavolara - Punta Coda Cavallo" (Bianchi e Morri, 2006), e "Isola di Bergeggi" (Bianchi *et al*., 2007) permette alcune riflessioni di carattere generale attorno a sei temi: 1) efficacia dell'approccio RAC SPA; 2) significato della scala nelle carte territoriali; 3) importanza della cartografia diacronica; 4) uso della cartografia territoriale nella gestione dell'AMP; 5) l'ecologia del paesaggio e il recupero della "sapienza" bionomica; 6) le AMP come palestra per la gestione integrata della fascia costiera.

Efficacia dell'approccio RAC SPA - L'adozione dei punteggi proposti da RAC SPA per la valutazione degli habitat (UNEP MAP, 1998; Relini, 2000) si è rivelata la via più semplice per l'elaborazione di indici per la valutazione ambientale del territorio marino. La disponibilità di una lista dettagliata di habitat (biocenosi, associazioni e facies) e dei relativi punteggi di valore ambientale è uno strumento versatile ed universale alla portata di tutti coloro che debbano gestire territori marini in Mediterraneo. Le unità di popolamento definite da RAC SPA, alcune delle quali descritte da Bellan-Santini *et al.* (2002), sono recentemente state inserite nel sistema di classificazione europea EuNIS (European Nature Information System), che diventerà verosimilmente lo standard di riferimento dei prossimi anni (Tunesi *et al*., 2006b). Naturalmente, integrazioni ed ammende della lista RAC SPA potranno essere necessarie, e tale lista dovrà quindi essere aggiornata nel tempo.

Significato della scala nelle carte territoriali - Il fatto di aver realizzato le stesse carte a tre scale diverse (1:25·000 per Tavolara - Punta Coda Cavallo, 1:10·000 per l'Arcipelago di Portovenere, 1:2·000 per l'Isola di Bergeggi) consente di sottolineare alcuni aspetti, sia concettuali sia operativi, legati alla scala a cui realizzare le carte territoriali. Deve anzitutto essere premesso che, operando in ambiti GIS, si può avere la (falsa) impressione che l'informazione cartografata è indipendente dalla scala: se le rappresentazioni sono vettoriali, esse possono essere ingrandite o rimpicciolite a


Area Marina Protetta "Isola di Bergeggi"
Carta della suscettività d'uso del territorio marino
Carlo Nike Bianchi, Valentina Pavanelli, Alessia Rovere, Carla Morri
Stylla, Università degli Studi di Genova, 2007
Isola di Bergeggi
Punta Predani
Punta Mesco
Scoglio della Croce
Punta Crena
Punta Grossa
Punta Torretta
Punta Predani
Punta Mesco

piacere senza che l'immagine perda di leggibilità. In realtà bisogna ricordare che l'informazione contenuta dipende e dipenderà sempre dalla scala a cui il dato è stato rilevato, qualunque sia la scala di restituzione scelta. Interpolazioni e aggiustamenti accettabili a piccola scala non sono tollerabili a scale significativamente maggiori di quella di rilevamento. Agli ecologi è ben noto che la scelta della scala non comporta solamente, come è ovvio, un maggiore o minore dettaglio: essa influisce invece sul significato stesso dei fenomeni rappresentati (Bianchi *et al*., 1996). Dal punto di vista gestionale, trascurare questa realtà può portare ad enormi errori di valutazione: consultando la classificazione degli habitat RAC SPA (Relini, 2000) è facile osservare che esistono casi in cui una determinata biocenosi è ritenuta non importante, mentre una (o più) delle associazioni o facies con cui essa si può presentare è addirittura determinante. Di conseguenza, la scelta di una scala grande, che permette di rappresentare singole facies e associazioni, farà risultare che le parcelle territoriali contenenti quelle unità di popolamento richiedono prioritariamente la conservazione; la scelta di una scala piccola, in cui si riesce a rappresentare solo la biocenosi nel suo insieme e senza dettaglio, farà apparire di poco valore le stesse parcelle territoriali. Deve essere chiaro che, nella gestione del territorio, scale diverse serviranno ad usi diversi. L'informazione di dettaglio contenuta nelle carte a grande scala (come ad esempio l'1:2·000 dell'Isola di Bergeggi) è già sufficiente per permettere decisioni relative ad interventi specifici; la visione sinottica permessa dalle carte a scala minore (come l'1:25·000 di Tavolara – Capo Coda Cavallo) serve piuttosto per la pianificazione, permettendo l'identificazione di criticità e quindi la programmazione di indagini di maggior dettaglio in siti selezionati. Carte che permettono una visione sinottica di un territorio sufficientemente ampio sono indispensabili anche per quelle AMP che, avendo estensione ridotta, potrebbero accontentarsi di carte a grande scala: la cartografia prodotta per l'Isola di Bergeggi, ad esempio, potrebbe rendere difficile una valutazione adeguata dei problemi che la prevista espansione del porto di Vado Ligure, situato pochi km più a nord, potrà portare alla conservazione del territorio incluso nell'AMP (Parravicini *et al*., 2007).

Importanza della cartografia diacronica - In molti casi, l'istituzione di una AMP nel nostro Paese è stata preceduta da una serie di indagini che hanno generalmente comportato la produzione di una qualche cartografia ambientale (di solito la carta delle biocenosi). Ciò può aver ingenerato nella mente di chi è stato successivamente chiamato a gestire quella AMP l'idea che il territorio fosse "ormai noto" e che non fosse necessaria una ripetizione nel tempo della cartografia (Bianchi, 2002). Questo modo di pensare, molto più diffuso di quanto si potrebbe immaginare, deriva indubbiamente dalla convinzione che le comunità marine siano tendenzialmente stabili e che la maggior parte dei cambiamenti cui si assiste, a parte i cicli stagionali, sono imputabili all'azione antropica (Bianchi, 1997). Da tale convinzione, che probabilmente affonda le sue radici nei paradigmi linneani dell'equilibrio di natura, può derivare la falsamente rassicurante tranquillità che, laddove l'impatto antropico sia escluso, non sia più necessario investire sulla cartografia territoriale e che sia sufficiente solo il monitoraggio (peraltro non sempre effettuato). Solo in anni molto recenti ci si è resi pienamente conto che gli ecosistemi marini non tendono né fluttuano attorno all'equilibrio: semplicemente cambiano, e tali cambiamenti avvengono a scale temporali più brevi di quanto si sarebbe potuto pensare (Bianchi et al., 1998). È da questa consapevolezza che nasce la necessità di un'azione continua d'inventario e di analisi territoriale anche all'interno delle AMP. Con quale periodicità deve essere ricartografato il territorio marino? È possibile che non esista una risposta univoca, e che molto dipenda dalle specificità biogeografiche, ecologiche ed antropiche della zona in cui la AMP è inserita. Esperienze recenti di cartografia diacronica hanno illustrato cambia-

menti insospettabili negli habitat marini nell'arco di uno o due decenni (Montefalcone *et al*., 2006, 2007; Barsanti *et al*., 2007): ripetere la cartografia almeno ogni 10 anni sarebbe dunque auspicabile.

Uso della cartografia territoriale nella gestione dell'AMP - Uno dei principali obiettivi delle procedure di valutazione ambientale è solitamente quello di ottenere una classificazione gerarchica delle diverse porzioni di ambiente marino interessate dall'intervento di protezione, fornendo una prima base obiettiva per impostare la zonazione dell'area in esame (Diviacco, 1990; Diviacco e Tunesi, 1992; Tunesi e Diviacco, 1992, 1993; Villa *et al*., 2002). Tuttavia, la cartografia territoriale che deriva dall'applicazione delle procedure di valutazione ambientale è di estrema utilità non solo per l'elaborazione dei piani di gestione nelle fasi iniziali ma anche a zonazione effettuata e a regime di protezione avviato (Diviacco, 1999). Essa permette infatti di verificare l'efficacia della protezione: attualmente, tale misura è affidata prevalentemente ai cambiamenti osservabili nelle comunità ittiche (Guidetti, 2002). L'ittiofauna si è spesso dimostrata descrittore efficace del cosiddetto effetto riserva ed inoltre è quella che mostra più presa su opinione pubblica ed amministratori (Bianchi e Morri, 2003b). Meno frequenti sono i tentativi di valutare l'effetto riserva attraverso l'analisi degli habitat e delle specie protette. Seppur con alcune eccezioni puntiformi, tutte le carte precedentemente descritte hanno messo in luce una stessa tendenza generale di coerenza con la zonazione imposta: la vulnerabilità e la qualità potenziale del territorio marino dell'AMP diminuiscono, nell'ordine, passando da zona A, a zona B, a zona C e, infine, all'esterno dell'AMP (Fig. 10); viceversa, la suscettività d'uso del territorio marino aumenta gradualmente passando da zona A, a zona B, a zona C e all'esterno dell'AMP. È opportuno sottolineare il fatto che il calcolo di questi indici si basa solo sulla presenza di habitat e di specie: esso non tiene assolutamente conto del livello di protezione imposto. Calcolo degli indici e livello di protezione sono statisticamente del tutto indipendenti e la loro concordanza deve essere vista come prova di una scelta di zonazione adeguata. In altri casi, può invece palesarsi la necessità di modificare, alla luce di fatti emersi a posteriori, lo schema di zonazione applicato. A qualche anno dall'istituzione delle

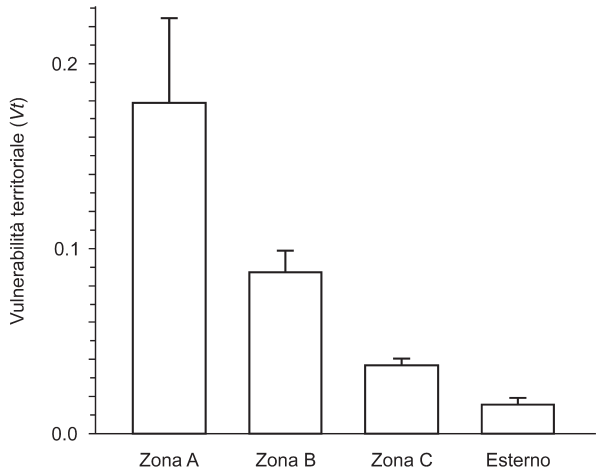


Fig. 10 - Relazione tra valore del territorio marino e zonazione imposta all'AMP. L'esempio riguarda la vulnerabilità territoriale dell'AMP Tavolara – Punta Coda Cavallo.

The relation between the value of the marine territory and the zoning imposed onto the MPA. The example refers to the territorial vulnerability of the MPA Tavolara – Punta Coda Cavallo.

prime AMP in Italia, questa necessità comincia ad essere sentita sia in sede locale, dai gestori delle singole AMP, sia a livello ministeriale. Da ultimo, e non certo per importanza, la disponibilità di una completa ed aggiornata cartografia territoriale è essenziale nell'attività di gestione di una AMP nel senso più operativo, dal rilascio delle concessioni alla valutazione degli impatti dovuti alla frequentazione (Agnesi *et al*., 2006). Naviglio (2004) mette in evidenza che il sistema di gestione deve basarsi su scelte politiche che a loro volta tengano conto dei risultati della valutazione ambientale.

L'ecologia del paesaggio e il recupero della "sapienza" bionomica - Benché famigliare a tutti, il concetto di paesaggio sfugge ad una definizione univoca e rigorosa. Dal punto di vista scientifico, il termine paesaggio è nato in ambito geografico per intendere l'insieme, gerarchicamente organizzato e comprendente tutti i regni della natura, dei caratteri di una regione (Farina, 1998), ma ogni specialista pone l'accento sugli aspetti più legati alla propria disciplina. Per il geologo il paesaggio è definito essenzialmente dalle forme del rilievo, per il botanico dalle tipologie della copertura vegetale, per l'architetto dall'impronta della cultura umana, per l'ecologo dai rapporti tra processi ecologici e organizzazione spaziale. L'ecologia del paesaggio considera che il funzionamento degli ecosistemi dipende dall'eterogeneità ambientale e vede come elementi salienti dello studio del paesaggio la complessità del mosaico ambientale, gli aspetti gerarchici e spaziali, le strutture, i processi e i cambiamenti (Bastian, 2002). È constatazione comune che lo spazio fisico in cui organismi e ambiente interagiscono non è mai omogeneo, ma si diversifica lungo gradienti di diversi fattori, e si può dire che è proprio l'eterogeneità ambientale ciò che definisce il paesaggio. L'ecologia del paesaggio si interroga su qual è il ruolo dell'eterogeneità ambientale nel determinare o modificare i processi ecologici. Il primo compito dell'ecologia del paesaggio è pertanto quello di descrivere questa eterogeneità, caratterizzando i diversi habitat che si possono riconoscere in un determinato ambiente. Da quanto detto risulta evidente come la cartografia territoriale sia uno strumento importante per l'analisi del paesaggio e come i principi dell'ecologia del paesaggio siano utili per la diagnostica territoriale. Qualunque definizione se ne dia, l'idea di paesaggio reca comunque con sé una valenza di percezione estetica ed emotiva da parte dell'uomo: se non c'è percezione non c'è paesaggio. Si ritrova qui la stessa difficoltà concettuale di applicare al mare la definizione di territorio. Il concetto di paesaggio nasce in ambiente terrestre e si è sviluppato soprattutto con la fotografia aerea, che permette di visualizzare correttamente nei suoi rapporti spaziali il mosaico territoriale: è solo da pochi anni che l'ineluttabile estraneità della specie umana all'ambiente marino è almeno in parte lenita dalla diffusione dell'immersione subacquea e dalle tecnologie di ispezione visiva subacquea, che hanno prepotentemente imposto a tutti l'evidenza di un paesaggio subacqueo, spesso di grande bellezza e fragilità (Bianchi *et al*., 2005b). Conseguentemente, ci stiamo rendendo conto solo ora che, fatte salve le ovvie peculiarità, i problemi ambientali ed ecologici dell'ambiente marino costiero sono fondamentalmente gli stessi evidenziati da più lungo tempo per l'ambiente terrestre. In terra, gli strumenti conoscitivi di base per la gestione del paesaggio derivano dalle conoscenze ottenute dagli approcci fitosociologici; simili strumenti sono offerti in mare dall'approccio bionomico, nel quale la tradizione della scuola mediterranea è da sempre all'avanguardia (Bianchi e Morri, 2001). È dunque fondamentale che la ricerca di base in ecologia marina non perda quella "sapienza" bionomica legata alla conoscenza degli habitat e all'utilizzo delle specie indicatrici per la diagnostica ambientale (Bianchi *et al*., 1993a,b,c; Boudouresque *et al*., 1993; Bianchi e Morri, 2003a; Morri *et al*., 2003). L'adozione di indicatori biologici ed ecologici per la valutazione ambientale è sempre più auspicata da parte di organizzazioni internazionali come UNEP e UNESCO (UNEP MAP Med Pol, 2004; Magni *et al*., 2005).

Le AMP come palestra per la gestione integrata della fascia costiera. - La realizzazione delle carte territoriali descritte in questa relazione rappresenta di fatto la prima occasione concreta in Italia per sperimentare un approccio proposto oltre venti anni fa da Bianchi e Zattera (1986), in cui si sottolineava l'importanza di combinare su una comune base cartografica le informazioni sull'ambiente naturale, cioè quelle che erano state definite "ecotipologie" (Bianchi e Zurlini, 1984), con le tipologie economiche e sociali ai fini della gestione integrata della fascia costiera (Fig. 11). Tre AMP (Arcipelago di Portovenere, Tavolara – Punta Coda Cavallo e Isola di Bergeggi) sono i primi

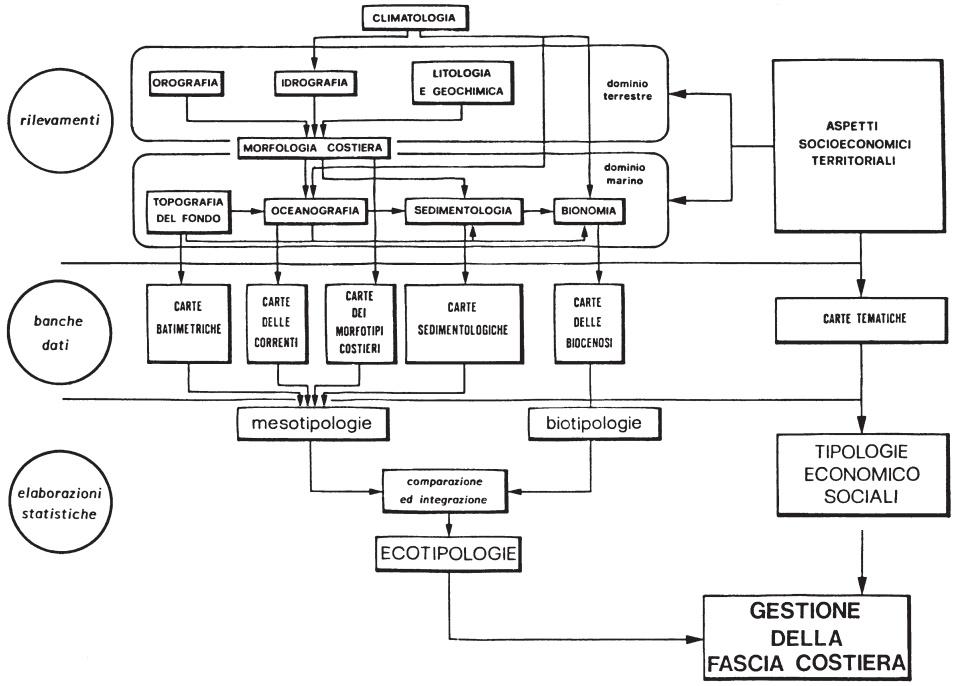


Fig. 11 - Schema della procedura per la combinazione di tipologie ecologiche e socio-economiche ai fini della gestione integrata della fascia costiera (da Bianchi e Zattera, 1986).

Scheme of the procedure for coupling ecological and socio-economical typologies as a guide to integrated coastal management (from Bianchi and Zattera, 1986).

e per ora unici Enti in Italia a possedere una cartografia territoriale marina sufficientemente completa, che non si limiti cioè alla semplice carta delle biocenosi (quando esiste!). Può sembrare paradossale che siano proprio delle aree già protette, e quindi già strettamente vincolate ad attività sicuramente ecocompatibili, ad essersi dotate di strumenti che sembrerebbero più utili ad Enti, quali Regioni e Comuni costieri, che debbono affrontare le problematiche di una trasformazione d'uso del territorio legate allo sviluppo urbano, industriale o portuale. Habitat e specie che richiedono, ai sensi di legge, protezione rigorosa sono infatti presenti lungo tutto il litorale, non solo all'interno delle AMP. È difficile per chi deve amministrare il territorio marino commisurare la compatibilità di azioni di valenza socioeconomica (ad esempio, concessioni e permessi) con la protezione rigorosa. Il termine "rigorosa" non è definito chiaramente in nessuna delle leggi italiane che riguardano la conservazione della natura; ad esempio, non vengono quasi mai esplicitati i divieti: solo il prelievo appare deci-

samente inaccettabile, ma per quanto riguarda il grado di alterazione dell'habitat la situazione appare meno chiara (quale alterazione? fino a che punto?). Distinguere le alterazioni ambientali dovute ai cambiamenti naturali (ad esempio, climatici) da quelle dovute alla pressione antropica è spesso difficile (Bianchi e Morri, 2000, 2004). Le AMP possono rappresentare il sistema di riferimento per capire l'influenza dell'uomo e per sviluppare le linee guida di una gestione integrata della fascia costiera ai fini dello sviluppo sostenibile (Bianchi, 2002). Similmente, le AMP possono costituire il laboratorio e la palestra d'eccezione per sviluppare i necessari criteri da adottare e le conseguenti definizioni, al fine di aiutare chi ha il compito di amministrare il territorio a decidere cosa può essere fatto e cosa deve essere evitato laddove la protezione deve essere rigorosa pur in assenza di vincoli chiaramente definiti. Per l'adozione di criteri che rispettino le logiche del "buon operare", carte territoriali come quelle descritte in questa relazione rappresentano uno strumento prezioso ed efficace.

Summary - While bionomic mapping is a well-established tool for the analysis and knowledge of marine ecosystems, the use of territorial maps for the management of the sea is still in its infancy. Similarly to what is done on land, an approach to the management of marine territories has been developed based on two levels of territorial diagnostics: 1) the characters and 2) the evaluation of the marine environment. Both levels involve the production of maps, namely: i) morphobathymetric and sedimentological map; ii) map of the biocoenoses; iii) map of the nature emergencies; iv) map of degradation and risk; v) map of the vulnerability; vi) map of the quality; vii) map of the susceptibility to use. As marine biologists are already familiar with the first two maps, only the remaining five are described in some detail. A general methodological aspect that must be stated first is the need of dividing the mapped area in territorial parcels corresponding to submultiples of the UTM grid and having different size according to the scale adopted. For each map, parcels are assigned to one of five classes of evaluation, ranging from high necessity of conservation or protection to non-problematic, unimportant or already compromised (according to the specific map) situations. The map of the nature emergencies contains the distribution of those habitats and species that are explicitly protected by international conventions and European Community directives assimilated by the national law. In the map of degradation and risk of the marine territory, degradation is defined as the opposite of naturality and its status is measured through different environmental indicators (among which indicator species are of outstanding importance); risk is evaluated qualitatively by individuating which and where are the main potential causes of environmental alteration. The vulnerability of the marine territory is calculated summing up the weighted vulnerability of all the habitats occurring in each parcel; habitat vulnerability is taken from the UNEP RAC SPA classification. The quality of the marine territory is calculated by the regression of the summation of the potential quality values of all the habitats occurring in a parcel on the status of degradation of the same parcel; potential habitat quality values are measured through a combination of their natural, economic, aesthetic and rarity values, taken from UNEP RAC SPA. Finally, the map of the susceptibility to use of the marine territory takes into account both the occurrence of protected species and the importance of the habitats: for each parcel, the square root of the sum of the squared number of protected species plus the squared total importance (summation of the habitat importance according to UNEP RAC SPA) is computed. Depending on their scale, these maps are suited for territorial planning (small scales, allowing for a synoptic view) or for administration and decision taking (large scales, providing detail on local situations and problems). Mapping should be diachronic, repeated every circa ten years, to assure a precious and efficient tool for integrated coastal management.

Ringraziamenti - Questa relazione non avrebbe potuto essere scritta senza i risultati del lavoro di Carla Morri, Monica Montefalcone, Alessio Rovere e Valeriano Parravicini (Università di Genova), che mi hanno affiancato sia nell'attività di campo sia nella definizione delle procedure per il calcolo degli indici territoriali utilizzati e per l'elaborazione cartografica. Attilio Arillo e Mauro Mariotti (Università di Genova) sono stati prodighi di informazioni e consigli che hanno aiutato lo sviluppo delle idee che ho presentato in questa relazione. La collaborazione serena e fattiva con Massimiliano Martina (Comune di Portovenere), Augusto Navone (Consorzio di Gestione dell'AMP di Tavolara - Punta Coda Cavallo) e Laura Garello (Aree Protette di Bergeggi) è stata essenziale per la riuscita delle ricerche effettuate nelle AMP di loro competenza. Infine, desidero ringraziare la Società Italiana di Biologia Marina ed in particolare Giulio Relini (Università di Genova), presidente del Comitato Organizzatore del 38° Congresso (Santa Margherita Ligure, 28 maggio–2 giugno 2007), per avermi invitato a tenere questa relazione introduttiva al tema congressuale "La ricerca scientifica nelle e per le Aree Marine Protette".

NOTA - Gli originali in formato raster ad alta definizione delle carte qui raffigurate in scala ridotta sono disponibili presso la redazione di Biologia Marina Mediterranea.

Bibliografia

AGNESI S., DI NORA T., MO G., TUNESI L. (2006) - Esperienza metodologica di analisi dei dati per lo studio della nautica da diporto nell'Area Marina Protetta di Capo Carbonara. *Biol. Mar. Medit.*, **13** (1): 672-676.

BARDAT J., BENSETTITI F., HINDERMEYER X. (1997) - Approche méthodologique de l'évaluation d'espaces naturels: exemple de l'application de la directive habitats en France. *Ecologie*, **28** (1): 45-59.

BARSANTI M., DELBONO I., FERRETTI O., PEIRANO A., BIANCHI C.N., MORRI C. (2007) - Measuring change of Mediterranean coastal biodiversity: diachronic mapping of the meadow of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the Gulf of Tigullio (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Hydrobiologia*, **580**: 35-41.

BARSANTI M., PEIRANO A., SGORBINI S., COCITO S., BIANCHI C.N., MORRI C. (2003) - Rilevamento dei prati di *Cymodocea nodosa* mediante Side Scan Sonar, ROV ed immersioni subacquee: area costiera-marina tra Chiavari e Sestri Levante. In: Ferretti O. (ed), *Studi per la creazione di strumenti di gestione costiera: Golfo del Tigullio*. ENEA, Centro Ricerche Ambiente Marino, La Spezia: 141-155.

BASTIAN O. (2002) - Landscape ecology – towards a unified discipline? *Landscape Ecology*, (2001), **16**: 757-766.

BEDULLI D., BIANCHI C.N., MORRI C., ZURLINI G. (1986) - Caratterizzazione biocenotica e strutturale del macrobenthos delle coste pugliesi. In: Viel M., Zurlini G. (eds), *Indagine ambientale del sistema marino costiero della regione Puglia*. ENEA, Roma: 227-255.

BELLAN-SANTINI D., BELLAN G., BITAR G., HARMELIN J.G., PERGENT G. (2002) - *Handbook for interpreting types of marine habitat for the selection of sites to be included in the national inventories of natural sites of conservation interest*. UNEP MAP RAC SPA, Tunis.

BENFANTE M., MILAZZO M., PALMERI A., CHEMELLO R. (2005) - Un approccio a grande scala per la classificazione dell'ambiente costiero. *Biol. Mar. Medit.*, **12** (1): 374-377.

BIANCHI C.N. (1997) - Climate change and biological response in the marine benthos. *Atti dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia*, **12** (1): 3-20.

BIANCHI C.N. (2002) - Il monitoraggio della biodiversità nelle Aree Marine Protette: considerazioni scientifiche e metodologiche. *Notiziario della Società Italiana di Biologia Marina*, 41: 89-95.

BIANCHI C.N., ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A., COLANTONI P., DIVIACCO G., MORRI C., TUNESI L. (2003) - La cartografia del benthos. *Biol. Mar. Medit.*, **10** (Suppl.): 367-394.

BIANCHI C.N., BOERO F., CAROBENE L., CARPANETO G., FRASCHETTI S., MORRI C., PECCENINI S. (2004) - Aspetti di conservazione e gestione. In: Minelli A. (ed.), *Coste marine rocciose: la vita tra rocce e salsedine*. MinAT, Quaderni Habitat 7, Museo Friulano di Storia Naturale, Udine: 135-140.

BIANCHI C.N., BOERO F., FONDA UMANI S., MORRI C., VACCHI M. (1998) - Successione e cambiamento negli ecosistemi marini. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 117-135.

BIANCHI C.N., BOERO F., FRASCHETTI S., MORRI C. (2002b) - La fauna del Mediterraneo. In: Argano R., Chemini G., La Posta S., Minelli A., Ruffo S. (eds), *La fauna in Italia*. MinAT, Touring Editore, Milano: 247-335.

BIANCHI C.N., BOERO F., FRASCHETTI S., MORRI C. (2005a) - Fauna marina e delle acque salmastre. In: Blasi C., Boitani L., La Posta S., Manes F., Marchetti M. (eds), *Stato della biodiversità in Italia. Contributo alla strategia nazionale per la biodiversità*. MinAT DPN, Palombi Editori, Roma: 312-360.

BIANCHI C.N., CATRA M., GIACCONE G., MORRI C. (2005b) - Il paesaggio marino costiero: ambienti e diversità. In: Cosentino A., La Posta A., Maggiore A.M., Tartaglini N. (eds), *Mediterraneo: ambienti, paesaggio, diversità*. MinAT DPN, Téchne Editore, Milano: 30-61.

BIANCHI C.N., CEPPODOMO I., COCITO S., ALIANI S., DELL'AMICO F., CATTANEO-VIETTI R., MORRI C. (1993c) - Benthos dei mari toscani. III: La Spezia - Livorno (crociera Enea 1987). In: Ferretti O., Immordino F., Damiani V. (eds), *Arcipelago Toscano. Studio oceanografico, sedimentologico, geochimico e biologico*. ENEA, Roma, Serie Studi Ambientali: 317-337.

BIANCHI C.N., CEPPODOMO I., GALLI C., SGORBINI S., DELL'AMICO F., MORRI C. (1993a) - Benthos dei mari toscani. I: Livorno - Isola d'Elba (crociera Enea 1985). In: Ferretti O., Immordino F., Damiani V. (eds), *Arcipelago Toscano. Studio oceanografico, sedimentologico, geochimico e biologico*. ENEA, Roma, Serie Studi Ambientali: 263-290.

BIANCHI C.N., CEPPODOMO I., NICCOLAI I., ALIANI S., DE RANIERI S., ABBIATI M.,

DELL'AMICO F., MORRI C. (1993b) - Benthos dei mari toscani. II: Isola d'Elba - Montecristo (crociera Enea 1986). In: Ferretti O., Immordino F., Damiani V. (eds), *Arcipelago Toscano. Studio oceanografico, sedimentologico, geochimico e biologico*. ENEA, Roma, Serie Studi Ambientali: 291-315.

BIANCHI C.N., CINELLI F., MORRI C. (1996) - La carta bionomica dei mari toscani: introduzione, criteri informativi e note esplicative. *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, Memorie*, ser. A, **102** Suppl. (1995): 255-270.

BIANCHI C.N., MORRI C. (2000) - Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine Pollution Bulletin*, **40** (5): 367-376.

BIANCHI C.N., MORRI C. (2001) - L'approccio bionomico per la caratterizzazione e la zonazione dell'ambiente marino costiero: una rassegna introduttiva. *Atti dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia*, **14**: 401-434.

BIANCHI C.N., MORRI C. (2003a) - 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., MORRI C. (2003b) - Importanza della fauna bentonica per il monitoraggio della biodiversità nelle Aree Marine Protette. In: Carrada G.C., Coiro P., Russo G.F. (eds), *Le Aree Marine Protette del Mediterraneo*. Centro Studi Tegea, Electa, Napoli: 125-134.

BIANCHI C.N., MORRI C. (2004) - Climate change and biological response in Mediterranean Sea ecosystems–a need for broad-scale and long-term research. *Ocean Challenge*, 2003, **13** (2): 32-36.

BIANCHI C.N., MORRI C. (2006) - Carte territoriali marine dell'Area Marina Protetta di Tavolara - Punta Coda Cavallo. Dipartimento per lo studio del Territorio e delle sue Risorse (DipTeRis) dell'Università di Genova e Consorzio di Gestione dell'Area Marina Protetta di Tavolara - Punta Coda Cavallo, Olbia.

BIANCHI C.N., MORRI C., PARRAVICINI V., ROVERE A. (2007) - Realizzazione di cartografia tematica sull'ambiente marino costiero di Bergeggi ed elaborazione di un piano di monitoraggio. Dipartimento per lo studio del Territorio e delle sue Risorse (DipTeRis) dell'Università degli Studi di Genova e Comune di Bergeggi (SV).

BIANCHI C.N., MORRI C., UGOLINI U., SARA G., FEDERGHINI F. (2002a) - Parte marina. In: Arillo A. (ed), *Studi faunistici ai fini della stesura del piano del Parco di Portovenere: relazione finale degli studi eseguiti*. Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (DipTeRis) dell'Università di Genova e Comune di Portovenere (SP).

BIANCHI C.N., ZATTERA A. (1986) - Alcune considerazioni sulla gestione della fascia costiera. *Notiziario della Società Italiana di Biologia Marina*, **10**: 25-29.

BIANCHI C.N., ZURLINI G. (1984) - Criteri e prospettive di una classificazione ecotipologica dei sistemi marini costieri italiani. *Acqua e Aria*, **8**: 785-796.

BOUDOURESQUE C.F., AVON M., GRAVEZ V. (1991) - *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*. GIS Posidonie, Marseille.

BOUDOURESQUE C.F., AVON M., PERGENT-MARTINI C. (1993) - *Qualité du milieu marin: indicateurs biologiques et physico-chimiques*. GIS Posidonie, Marseille.

BOUDOURESQUE C.F., BALLESTEROS E., BEN MAIZ N., BOISSET F., BOULADIER E., CINELLI F., CIRIK S., CORMACI M., JEUDY DE GRISSAC A., LABOREL J., LANFRANCO E., LUNDBERG B., MAYHOUB H., MEINESZ A., PANAYOTIDIS P., SEMROUD R., SINNASSAMY J.M., SPAN A., VUIGNER G. (1990) - *Livre Rouge "Gérard Vuigner" des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée.* MAP Technical Report Series No. 43. UNEP, Athens.

BOUDOURESQUE C.F., BEAUBRUN P.C., RELINI G., TEMPLADO J., VAN KLAVEREN M.C., VAN KLAVEREN P., WALMSLEY J.G. (1996) - *Critères de sélection et liste révisée des espèces en danger et menacées (marine et saumâtres) en Méditerranée*. GIS Posidonie, Marseille.

BOUDOURESQUE C.F., VERLAQUE M. (2005) - Nature conservation, Marine Protected Areas, sustainable development and the flow of invasive species to the Mediterranean Sea. *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, **21**: 29-54.

CHEMELLO R., RUSSO G.F. (2001) - *Una metodica per la valutazione della qualità ambientale nelle Aree Marine Protette*. Valtrend, Napoli.

COCITO S., BIANCHI C.N. (1992) - Ordinamento e classificazione di descrittori ambientali nel parco marino Penisola del Sinis - Isola di Mal di Ventre. *Oebalia*, **17** (2) Suppl.: 495-501.

COCITO S., BIANCHI C.N., DEGL'INNOCENTI F., FORTI S., MORRI C., SGORBINI S., ZATTERA A. (1991) - Esempio di utilizzo di descrittori ambientali nell'analisi ecologica del paesaggio sommerso marino costiero. *Atti della Società Italiana di Ecologia*, **13**: 65-68.

DAMIANI V., BIANCHI C.N., FERRETTI O., BEDULLI D., MORRI C., VIEL M., ZURLINI G. (1988a) - Risultati di una ricerca ecologica sul sistema marino costiero pugliese. *Thalassia Salentina*, **18**: 153-169.

DAMIANI V., BIANCHI C.N., SGORBINI S., ABBATE M., MORRI C. (1989) - Caratteristiche ecologiche del tratto marino antistante l'estuario del fiume Magra e interazioni tra fiume e mare. In: Abbate M., Damiani V. (eds), *Studio ambientale del fiume Magra*. ENEA, Roma: 203-217.

DAMIANI V., PERONI C., BIANCHI C.N., ROSSI G., VIEL M., MORRI C. (1988b) - Ricerche biosedimentologiche sul sistema marino antistante la costa livornese: risultati preliminari. *Acqua e Aria*, speciale: 21-25.

DELBONO I., BIANCHI C.N., MORRI C. (2003b) - Le biocostruzioni di *Sabellaria alveolata* come indicatori ambientali: area costiera fra Chiavari e Sestri Levante. In: Ferretti O. (ed.), *Studi per la creazione di strumenti di gestione costiera: Golfo del Tigullio*. ENEA, Centro Ricerche Ambiente Marino, La Spezia: 130-140.

DELBONO I., BIANCHI C.N., MORRI C., PEIRANO A. (2003a) - Influenza della tessitura dei sedimenti e dei fenomeni erosivi nella distribuzione del prato di *Cymodocea nodosa* nel tratto di litorale compreso fra Chiavari e Sestri Levante. In: Ferretti O. (ed), *Studi per la creazione di strumenti di gestione costiera: Golfo del Tigullio*. ENEA, Centro Ricerche Ambiente Marino, La Spezia: 121-129.

DELBONO I., MICHELI I., BIANCHI C.N., FERRETTI O., MORRI C., PEIRANO A. (2001) - The national coastal plan: first biosedimentological results in a test area in the Ligurian Sea (NW Italy). *Rapports et Procès-verbaux des Réunions de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, **36**: 379.

DIVIACCO G. (1990) - Aree protette marine: pianificazione e tutela. *Fines*, **2**: 60-64.

DIVIACCO G. (1998a) - Indagine ambientale del sistema marino costiero della Provincia di Savona finalizzata alla gestione della fascia costiera. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (3): 726-735.

DIVIACCO G. (1998b) - *Indagine sulla qualità dell'ambiente naturale costiero marino in Liguria. Stato di conservazione delle biocenosi bentiche costiere*. Regione Liguria, Ufficio Parchi e Aree Protette, Genova.

DIVIACCO G. (1999) - *Aree protette marine: finalità e gestione*. Comunicazione, Forlì.

DIVIACCO G., TUNESI L. (1992). Criteri naturalistici nella realizzazione di aree protette marine. In: *Pianificazione e progettazione delle riserve marine*. Consorzio Pelagos, Roma: 33-43.

FARINA A. (1998) - *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall, London.

FERRETTI O., NICCOLAI I., BIANCHI C.N., TUCCI S. (1986) - Indagine ambientale dei sistemi marini costieri: il tratto compreso tra il Capo Circeo e l'Isola d'Ischia. *Acqua e Aria*, **6**: 599-611.

GRIFONI R. (2006) - Valutazione economica degli ecosistemi e contabilità ambientale. *Biologi Italiani*, **36** (8): 11-12.

GUIDETTI P. (2002) - The importance of experimental design in detecting the effects of protection measures on fish in Mediterranean MPAs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **12**: 619-634.

MAGNI P., HYLAND J., MANZELLA G., RUMOHR H., VIAROLI P., ZENETOS A. (2005) - *Indicators of stress in the marine benthos*. IOC Workshop Report No. 195, IMC Special Publication, UNESCO, Paris.

MERSON E., MERSON B., ODORICO R., FALACE A., ALTOBELLI A. (2006) - Approccio alla valutazione del territorio costiero mediante l'utilizzo di indicatori del valore naturalistico. *Biol. Mar. Medit.*, **13** (1): 396-405.

MONTEFALCONE M., BAUDANA M., VENTURINI S., LASAGNA R., BIANCHI C.N., ALBERTELLI G. (2006) - Distribuzione spaziale delle praterie di *Posidonia oceanica* nell'Area Marina Protetta di Portofino. *Biol. Mar. Medit.*, **13** (2): 90-91.

MONTEFALCONE M., GIOVANNETTI E., LASAGNA R., PARRAVICINI V., MORRI C., ALBERTELLI G. (2007) - Analisi diacronica della prateria di *Posidonia oceanica* nell'Area Marina Protetta di Bergeggi. *Biol. Mar. Medit.*, **14 (2):** 82-83.

MORRI C., BELLAN-SANTINI D., GIACCONE G., BIANCHI C.N. (2003) - Principi di bionomia: definizione dei popolamenti e uso dei descrittori tassonomici (macrobenthos). *Biol. Mar. Medit.*, **10** (Suppl.): 605-634.

NAVIGLIO L. (2004) - La certificazione degli enti territoriali e delle aree protette. *Biologi Italiani*, **34** (2): 17-22.

NAVONE A., BIANCHI C.N., ORRÙ P., ULZEGA A. (1992) - Saggio di cartografia geomorfologica e bionomica nel parco marino di Tavolara - Capo Coda Cavallo. *Oebalia*, **17** (2) Suppl.: 469-478.

NITADORAKI L. (2003) - La foca monaca (*Monachus monachus*) del Mediterraneo: una specie quasi del tutto scomparsa. In: Carrada G.C., Coiro P., Russo G.F. (eds), *Le Aree Marine Protette del Mediterraneo*. Centro Studi Tegea, Electa, Napoli: 145-148.

ORFANIDIS S., PANAYOTIDIS P., STAMATIS N. (2001) - Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science*, **2** (2): 45-65.

ORRÙ P., PANIZZA V., ULZEGA A. (2005) - Submerged geomorphosites in the marine protected areas of Sardinia (Italy): assessment and improvement. *Il Quaternario*, **18** (1): 167-174.

PARRAVICINI V., DONATO M., ROVERE A., MONTEFALCONE M., ALBERTELLI G., BIANCHI CN. (2007) - Indagine preliminare sul coralligeno dell'area di Bergeggi (SV): tipologie ed ipotesi sul suo mantenimento. *Biol. Mar. Medit.*, **14 (2):** 162-163.

POSSINGHAM H.P., GRANTHAM H., RONDININI C. (2007) - How can you conserve species that haven't been found? *Journal of Biogeography*, **34**: 758-759.

RELINI G. (2000) - Nuovi contributi per la conservazione della biodiversità marina in Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (3): 173-211.

RIDDER B. (2007) - The naturalness versus wildness debate: ambiguity, inconsistency, and unattainable objectivity. *Restoration Ecology*, **15** (1): 8-12.

ROVERE A., PARRAVICINI V., FIRPO M., MORRI C., ALBERTELLI G., BIANCHI C.N. (2007) - Emergenze naturalistiche dell'Area Marina Protetta di Bergeggi (SV): integrazione di aspetti biologici, ecologici e geomorfologici. *Biol. Mar. Medit.*, **14 (2):** 86-87.

SIBM (1996) - Protocollo relativo alle aree specialmente protette e alla diversità biologica in Mediterraneo. *Notiziario della Società Italiana di Biologia Marina*, **29**: 57-72.

SIBM, MinAT (1992) - Protezione della fauna marina e introduzione di specie alloctone. *Bollettino dei Musei e degli Istituti Biologici dell'Università di Genova*, (1990-91), **56-57**: 1-281.

SOMASCHINI A., MARTINI N., GRAVINA M.F., BELLUSCIO A., CORSI F., ARDIZZONE G.D. (1998) - Characterization and cartography of some Mediterranean soft-bottom benthic communities (Ligurian Sea, Italy). *Scientia Marina*, **62** (1-2): 27-36.

TUNESI L., AGNESI S., CLÒ S., DI NORA T., MO G. (2006a) - La vulnerabilità delle specie protette ai fini della conservazione. *Biol. Mar. Medit.*, **13** (1): 446-455.

TUNESI L., DIVIACCO G. (1992) - Importanza dell'identificazione di standard per la realizzazione delle proposte di zonazione dei parchi marini costieri. In: *Atti del convegno internazionale sulla valutazione di impatto ambientale. Situazione e prospettive in Europa*. Patron, Bologna: 401-403.

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

TUNESI L., MOSS D., EVANS D., MO G., DI MARTINO V. (2006b) - The Mediterranean marine habitats in the EuNIS European system. *Biol. Mar. Medit.*, **13** (2): 224-225.

UNEP MAP (1998) - Rapport de la réunion d'experts sur les types d'habitats marins dans la région Méditerranéenne. UNEP(OCA) MED WG 149/5 Rev. 1, UNEP, Athens.

UNEP MAP MED POL (2004) - Guidelines for the development of ecological status and stress reduction indicators for the Mediterranean region. MAP Technical Reports Series No. 154, UNEP MAP, Athens.

VIEL M., BIANCHI C.N., MORRI C., PERONI C., PUTTI M., ROSSI G. (1987) - Il sistema marino costiero livornese: aspetti biosedimentologici. In: Butta R., Specchia A. (eds), *Atti del primo convegno sullo stato dell'ambiente a Livorno*. O. Debatte & F., Livorno, **1**: 167-175.

VILLA F. (1995) - Linee guida per la rilevazione e la valutazione dei parametri ambientali richiesti per il progetto "Rete Natura 2000". *SItE Notizie*, **15**: 67-75.

VILLA F., TUNESI L., AGARDY T. (2002) - Zoning 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.

ZATTERA A. (1990) - L'istituzione di aree marine protette: elementi conoscitivi e progettuali. In: *Parchi marini del Mediterraneo. Aspetti naturalistici e gestionali*. ICiMar, Sassari: 39-50.

ZATTERA A., ZURLINI G., POLITANO E. (1986) - Metodologia di approccio all'istituzione di aree marine protette. *Acqua e Aria*, **6**: 557-563.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 54-68

A.M.L. MARIOTTI

Scrittrice, Ricercatrice
C.so G. Mazzini, 63 – 16032 Camogli (GE), Italia.
lilla.mariotti@alice.it

RESOCONTO STORICO DELLA TONNARELLA DI CAMOGLI DALL'ANTICHITÀ AI GIORNI NOSTRI E L'EVOLVERSI DELLA CATTURA DEL TONNO ROSSO (*THUNNUS THYNNUS,* LINNEO 1758) E DI ALTRE SPECIE ITTICHE NELLE SUE ACQUE

HISTORICAL ACCOUNT OF THE TUNA TRAP OF CAMOGLI FROM THE ANCIENT TIMES UP TODAY AND THE PROGRESS OF THE CATCHING OF THE BLUEFIN TUNA AND OTHER FISH SPECIES IN ITS WATERS

Abstract - *An historical report on the development of the tuna trap of Camogli through the centuries, its importance in the economy of the town, the kind of fishing and the changes occurred during the years. An accurate account that covers four centuries, connected with the lives of the men who worked in the trap, the different kind of material employed for the making of the nets and the connection among the tuna trap of Camogli and other traps in the Ligurian Sea in the past centuries.*

Key-words*: Tuna fisheries, trap nets, aquatic organisms, fibre rope.*

Introduzione - La tonnara è un impianto di reti disposte in mare con uno schema fisso, uguale da secoli e per tutte le tonnare che, come dice il nome, viene usato per la cattura dei tonni. L'impianto ha una forma vagamente rettangolare, è diviso in camere ed è collegato alla costa da una rete, che varia in lunghezza a seconda della posizione della tonnara, e che ha una doppia funzione: quella di ancorare la rete alla terraferma e quella di guidare il tonno, che, come vedremo più avanti segue una rotta ben precisa, all'interno delle reti. Questo sistema di pesca era già praticato dai Fenici poi dai Greci e dagli Arabi che lo utilizzarono nell'antichità e lo diffusero largamente. Gli Arabi fecero i primi esperimenti di tonnara in Sicilia intorno all'anno 1000, mentre gli Spagnoli, che avevano imparato questo sistema di pesca durante la dominazione Araba nel loro paese, iniziarono a calare tonnare lungo tutta la costa occidentale della Sardegna dopo averne preso possesso nel 1478, soprattutto sotto il regno di Filippo II di Spagna a partire dal 1587. Queste tonnare prosperarono nei secoli, tra il XVIII ed il XX secolo in Sicilia venivano calate circa 80 tonnare (Ravazza, 1999), di cui ne è rimasta una sola, quella di Favignana, le cui origini risalgono al 1200, trasformata ormai in un'attrazione turistica, mente lungo la costa Occidentale della Sardegna nel 1850 operavano 24 maggiori tonnare, più altre di minore importanza calate saltuariamente (Conte, 1985). Oggi ne rimangono in funzione solo due, Carloforte, sull'isola di San Pietro e Portoscuso proprio di fronte, sulla costa Sarda, entrambi risalenti al 1600, gestite dalla stessa Società e con equipaggi intercambiabili. Altre antiche tonnare sono state calate recentemente: Calavinagra, sempre sull'Isola di San Pietro, e la storica tonnara di Porto Paglia, nel Sulcis, ma si tratta di tentativi che spesso non hanno seguito. L'ultima tonnarella ancora operante nel Nord Tirreno, si trova nel Mar Ligure, a Camogli.

Materiali e metodi - Le prime notizie scritte della tonnara di Camogli risalgono al 1603, ma quasi sicuramente è molto più antica. Nel 1300 risulta già in funzione una tonnara a Portofino, come si legge nei Registri delle Condennationes Conservatorum. In questi documenti viene riportato che nel Gennaio del 1383 Giuliano Clavarino, di Portofino, è stato multato a Genova per avere venduto quattro tonni alla scaletta

della Darsena e che nel Settembre del 1385 Pietro Marchese, sempre di Portofino, fu scoperto mentre vendeva la testa di un tonno e che nell' Ottobre dello stesso anno un altro Portofinese, Giovanni Prato, fu multato per avere occultato un tonno, tutti contravvenendo alle leggi dell'epoca.

Nel 1388 nell'inventario del Portofinese Oberto Graziano, barbiere, figura un barile di tonnina sott'olio. Inoltre da alcune fonti purtroppo non controllabili risulta che già nel 1200 un Abate dell'Abbazia di San Fruttuoso di Capodimonte, che all'epoca era Ruffino Fieschi, avrebbe tentato di far calare una tonnara nella baia proprio di fronte all'Abbazia, ma che, a causa delle forti correnti, il progetto sia stato abbandonato.

Alla fine del 1500 era in funzione a Monterosso, nelle Cinque Terre, una importante tonnara che, tra il 1636 ed il 1667 veniva considerata seconda in ordine di importanza nella Riviera di Levante, dopo quella di Camogli e prima di quella di Santa Margherita. La tonnara veniva calata proprio davanti alla spiaggia di Monterosso, ma non fu più possibile riattivarla dopo il 1852 (Coppedè, 1974). Della tonnara di Santa Margherita si sa che era già in funzione nel 1600 perchè nel 1617 il Senato assegnò la stessa a un certo Benedetto Costa contro un pagamento annuo di Lit. 1.000 e che l'impianto si estendeva fino a Sestri Levante. Nel 1618 quattordici marinai di Camogli fecero società con Benedetto Costa per gestire insieme la tonnara, dividendosi i "caratti", ossia porzioni di essa. I Camogliesi si obbligavano a fornire i quattordici uomini per fare la guardia alla pesca, mentre il Costa impiegava quattro uomini, con la clausola che il primo tonno che fosse entrato nella tonnara sarebbe stato offerto al Santuario della Madonna di Nozarego, a Santa Margherita, per sciogliere un voto fatto dallo stesso Benedetto Costa. Dall' "Inventario dell'Archivio Comunale di Rapallo" risulta che nel 1629 fu concesso ai pescatori di San Michele di Pagana di calare una tonnara in quella località a patto che ci fosse una distanza di due miglia da quella di Santa Margherita e che i Paganesi pagassero un decimo degli utili alle autorità. Il Ferretto, in un sua relazione sulle Tonnare del Levante Ligure, racconta che era usanza, per la Tonnara di Santa Margherita, inviare dei tonni anche al Santuario di Montallegro di Rapallo.

Nel 1860 la tonnara di Santa Margherita fu affittata con un canone di Lit. 600, nel 1869 fu data in concessione per un solo anno, ma era ormai diventata poco remunerativa e, secondo quanto scrive l'Intendenza di Finanza di Genova l'8 Febbraio 1884, non fu più possibile affittarla dopo il 1875 "malgrado le pratiche fatte e gli incanti tenuti in base ad annue Lire 200, in luogo del canone primitivo di lire 600, a cagione del deperimento della pesca verificatosi dal 1850 in poi" (Ferretto, 1928).

Torniamo alla tonnarella di Camogli ed al 1603, anno in cui un solenne Decreto del Magistrato dei Censori stabiliva che "*delli tonni che si fossero presi alla tonnara di Camogli se ne dovessero dare agli abitanti di Camogli e di Recco per loro uso dieci di un rubo, venticinque di due, sei sino a cento rubi*". Il "rubo" è una misura antica che corrisponde a circa 8 Kg. e che, tra i pescatori di Camogli, viene usata ancora ai giorni nostri. L'uso di distribuire i tonni fu rinnovato con altri Decreti nel 1634, 1671, 1707 e 1709. In altre notizie d'archivio del 1612 su legge *"...anno 1612. Si introdusse l'appalto della tonnara di Camogli, con che dovesse l'appaltatore provvedere di pesci il Comune e non potesse salariare in marinai ed inservienti che persone della parrocchia…".* Qui si ribadisce, a distanza di qualche anno, l'interesse delle autorità per la comunità; con questo decreto viene assicurato il cibo alla popolazione, probabilmente a quella meno abbiente, e il lavoro ai suoi uomini. L'economia locale è molto legata alla tonnara che nel 1600 vive il suo periodo d'oro. Gli abitanti di Camogli lavoravano intorno all'impianto, per la costruzione delle reti, della barche, per la loro manutenzione e per la fabbricazione di tutte le altre attrezzature necessarie, inoltre parte dei suoi proventi i venivano utilizzati per la realizzazione di opere pubbliche. Furono costruite strade, venne prolungato il molo del porto,vennero effettuati altri lavori di utilità pubblica,

anche a favore della Chiesa. Il Sacerdote Stefano Costa, autore della "Storia del Santuario del Boschetto" racconta che nel 1629 si stavano terminando i lavori per la costruzione del Santuario della Madonna del Boschetto a Camogli, eretto sopra una preesistente cappella che ricordava l'apparizione della Madonna ad Angela Schiaffino, una pastorella, avvenuta in quella località il 2 Luglio 1518. Questi lavori erano iniziati nel 1612 e stavano andando avanti con difficoltà, ma in quell'anno, il 1629, la fabbrica del tempio si trovava in particolari grandi difficoltà finanziarie, i creditori non davano tregua, e si disperava di portare a compimento il lavoro. Proprio in quell'anno scadevano i tre anni in cui il Senato aveva accordato che i proventi della tonnara servissero per i lavori di ampliamento del porto, il cui progetto risaliva al 1624, così l'allora Sindaco, Francesco Crovari, in data 18 Luglio, si rivolse ancora al Senato chiedendo che parte dei proventi della tonnara potessero essere utilizzati per far proseguire i lavori e finalmente nel 1631 il Santuario fu inaugurato e divenne un centro di devozione per tutti i pescatori.

Al Museo Marinaro di Camogli si trova la riproduzione di una antica stampa di Camogli, risalente al 1624, il cui originale si trova presso l'Archivio di Stato di Genova, che altro non è che il progetto per i lavori di prolungamento del molo che erano stati finanziati dalla tonnara. Dalla tonnarella di Camogli in passato dipendeva in parte il benessere economico della piccola città ed ora è rimasta l'unica ancora operante in Liguria.

Nel 1712 nasce una diatriba tra Camogli e Recco proprio in merito alla legge sulla ripartizione dei tonni. Il 20 Settembre di quell'anno il Capitano di Recco svela degli inconvenienti causati dall'allora Amministratore della Tonnara, Gio Bono Olivari a causa della sua imperizia, pare che non avesse consegnato al Municipio il quantitativo di tonni convenuto come indicato nel Decreto del 1603 ancora in vigore e rinnovato nel tempo.

Per quanto riguarda il 1700 non è stata trovata altra documentazione relativa alla tonnara. Bisogna arrivare al 1801, in quell'anno, esattamente il 28 Agosto, il Commissario del Governo scrive alla Municipalità del Cantone di Camogli quanto segue: *"Cittadini, dal vostro messaggio sono venuto a cognizione che padroni di tartanoni e bilancelle osano perturbare il libero esercizio della tonnara. Il vostro usciere ha ordine di citarli al mio Burrò* (francesismo comune all'epoca, siamo in pieno periodo Napoleonico*) e voglio sperare che più non succederà un simile inconveniente. Salute e Fratellanza……firmato Grondona".* Questo perché la zona di mare in cui veniva calata la rete della tonnara, e quella circostante, dovevano intendersi di esclusiva proprietà dei gestori della stessa. Da un verbale di seduta tenuto nello stesso mese ed anno risulta la nomina di una Commissione formata da due persone per chiedere al Governo, a nome della Municipalità di Camogli*: "……li seguenti mezzi per sopperire alle spese cantonali e comunali……assegnazione di una porzione di utili di questa tonnara…".* Si trova anche una lettera del 1808 con la quale: *"Le Prefect du Departement de Genes, membre de la Legion d'Honneur, comunica a Monsieur le Maire de Camogli……"* circa il diritto del Comune di Camogli di percepire una data quantità di tonno dalla pesca della tonnara ed autorizza il Maire a far citare l'agente della medesima *"…...nanti il giudice competente per quel tanto che ha omesso di consegnare……".* La stessa Municipalità di Camogli era molto attenta al funzionamento della tonnara, migliori i risultati della pesca, migliori gli introiti ed un miglioramento dell'economia locale. Questo risulta da un altro verbale di una seduta del Consiglio redatto nel Municipio di Camogli il 27 Aprile 1801, in cui viene deciso di convocare l'allora Amministratore della Tonnara, Antonio Senno, per il giorno 30 dello stesso mese, con la richiesta di presentare i documenti contabili riguardanti la corretta gestione della tonnara. Un altro documento del 1817 comunica: "……*l'obbligo dell'appaltatore di consegnare dei tonni gratis al Municipio……".* A distanza di duecento anni, vediamo rinnovata la legge con la

quale la Municipalità locale si impegna a sopperire ai bisogni della popolazione meno abbiente.

Anticamente, inoltre, il tonno veniva lavorato a Camogli, probabilmente su basi artigianali. In un vecchio quartiere di Camogli, "u Risseu", che si trova sul lungomare dove la Via Garibaldi si restringe nel vicoletto che va verso il Rio Gentile ed il levante, c'è un portone, il N° 72. Questo è una specie di magazzino che in passato era chiamato "a frixaia", un locale in cui il tonno veniva cotto e poi messo sotto sale in barili che non erano solo venduti localmente, ma che prendevano anche la via verso il Piemonte e la Lombardia e, qualcuno dice, anche l'Inghilterra. La tonnina, il tonno salato, anticamente era un prodotto basilare nell'alimentazione, quello della salagione era l'unico modo conosciuto per conservare il pesce dato che fino alla metà del 1500 lo stoccafisso ed il baccalà non erano conosciuti in Italia e non era quindi possibile in altro modo, soprattutto per i meno abbienti, aderire ai precetti religiosi che imponevano di mangiare pesce al venerdì e durante la quaresima, dato che il pesce fresco era molto costoso e accessibile solo alle classi ricche. Anche se si hanno notizie di tonno conservato sott'olio in orci di terracotta dai tempi dei Romani e già veniva utilizzato in Spagna fino dal 1400, questo metodo di conservazione non era molto comune, si trattava sempre di confezioni artigianali in anfore o barili e fu solo nel 1868 che divenne possibile in Italia una diffusione a largo raggio di questo alimento, quando i vari stabilimenti per la lavorazione del tonno cominciarono ad applicare l'invenzione del pasticcere francese Nicolas Appert, che scoprì come conservare i cibi in contenitori di vetro, e dell'inglese Bryan Donkin che consentiva la conservazione del tonno in scatole di latta chiuse ermeticamente e successivamente sterilizzate.

Dopo il 1817 la tonnara ebbe un lungo periodo oscuro, ma si sa che il 4 Marzo del 1875 nell'Ufficio del Registro di Recco, su istanza del Consiglio Comunale di Camogli, fu rilasciato, da parte del Demanio dello Stato, un Atto di Concessione per l'esercizio della pesca nelle acque della tonnara di Camogli per la durata di sei anni. Il 3 Ottobre del 1877, in un non meglio precisato "Ufficio Comunale" di Camogli fu aperta *"un'asta per mezzo di candela vergine, per l'appalto a tutto il 1880 dell'esercizio della pesca nelle acque della tonnara così detta di Camogli, al prezzo annuo di lire trecento, pagabili di semestre in semestre anticipato"*.

Quest'asta fu tenuta dal Regio Delegato Straordinario Schiaffino Cav. Simone e il sistema *"ad estinzione"* di candela vergine funzionava così: si accendevano delle candele una dietro l'altra, se la terza si estingueva senza che fossero state fatte offerta, l'asta veniva dichiarata deserta, se venivano fatte delle offerte, si aggiudicava l'appalto l'ultimo offerente che, dopo la terza candela, avesse lasciato estinguere una candela vergine senza che fossero state fatte altre offerte. In quell'occasione i partecipanti erano due: Cav. Fortunato Bertolotto e Filippo Massa e l'asta era stata aperta con trecento lire. Fu il Cav. Fortunato Bertolotto ad aggiudicarsela con l'offerta di trecentodieci lire.

La Tonnarella non fu messa in mare per due anni, e ripristinata nel 1883 e nel 1884 venne data in concessione ad Andrea Cichero.

Nel 1889, negli Atti della Commissione Reale delle Tonnare, il Prof. Pavesi, incaricato della ricerca, dichiara che, riguardo alla tonnarella di Camogli, *"……non posso però ascriverla tra le tonnare attive, perché la concessione è estesa alla pesca con bestinara, mugginara, menaida, tramaglio ed altri attrezzi, che vi prendono bensì qualche tonno, ma del tonno non fanno pesca speciale; nessuno si è posto mai a capo dell'impresa di impiantare in quei paraggi una vera tonnara, per la certezza che non offrirebbe adeguati compensi all'ingente spesato. Tanto mi risulta dalle ripetute osservazioni del Cichero, confermate dalla Camera di Commercio di Genova (18 Settembre 1884) e dalla stessa Intendenza di Finanza (16 Dicembre 1884)*, infatti è già iniziata la scarsità di tonno rosso nel Golfo Ligure, scarsità che si farà sempre più evidente nel corso degli anni.

Negli anni tra il 1890 ed il 1893 fu ancora data in concessione a Pasquale Viacava e Biagio Viacava che impiegavano 19 marinai, passò poi dal 1894 al 1896 a Giuseppe ed Edmondo Gnecco in società con Giacomo Muriando e in quell'epoca i marinai diventarono 20, ma il suo declino sembrava inarrestabile. Nel 1898 la tonnarella di Camogli viene ancora citata dal Dott. Corrado Parona nella sua relazione sulla "Pesca Marittima in Liguria" come un impianto di scarsa importanza, rispetto a quelli siciliani o sardi. Comunque già nel 1872, negli "Annali del Ministero di Agricoltura, Industria e Commercio" le tonnarelle Liguri apparivano già come di importanza non rilevante.

Come è già stato detto la Tonnara anticamente era gestita da privati e purtroppo non si sa esattamente in che data è cessata questa gestione. Nascono le Cooperative, si è a conoscenza di una fondata nel 1910 e chiamata "Cooperativa S.S. Prospero e Caterina" di cui era amministratore il Cap. Elia Cichero, aveva 20 Soci, tutti pescatori, che avevano pagato Lit. 10 ciascuno per essere ammessi a farne parte e che in più avevano tirato fuori di tasca loro i soldi necessari per costituirne il capitale sociale. Durante questo periodo di gestione, nel 1913, la tonnara pescò un tale quantitativo di tonni di così piccole dimensioni, al punto che furono costretti a rigettarli in mare, ma nel 1914 quella di Camogli era di nuovo ai primi posti tra le tonnare in funzione in Italia. Nel 1923 questo impianto cessò di operare, non si sa per quale motivo. Un'altra Cooperativa venne costituita in gran pompa nel 1937, esattamente il 7 Febbraio di quell'anno, nell'Aula Magna del Municipio, alla presenza di tutte le Autorità e dei pescatori Camogliesi veniva costituita la "Società Anonima. Cooperativa Tonnarella di Camogli". Promotore di questa iniziativa era stato l'allora Podestà di Camogli Giuseppe Bozzo, da sempre grande amico dei pescatori. Di questo si trova traccia in una scarna annotazione dell'allora Bibliotecario Luigi Costa: "*1937…..fu ripresa in primavera l'antica pesca della Tonnara di Camogli, sospesa già da diversi anni….*".

Quella cerimonia ebbe un seguito in mare. In occasione della prima calata della nuova tonnarella le autorità civili e religiose locali si radunarono in barca intorno all'impianto per celebrare anche con un rito religioso l'inizio di un'attività che era vista come apportatrice di benessere alla comunità. Dai dati statistici di fine anno risultò che la Tonnara, dal 10 Aprile al 29 Ottobre di quell'anno, aveva pescato ben 50.500 Kg di pesce tra cui, oltre a quello che viene definito un buon quantitativo di tonni, anche delfini, pescicani, squali martello, squali elefante, un balenottero e ben 6.635 Kg di pesci luna (*Mola mola*), palamiti e altre varietà di pesci.

Non esistono più le registrazioni contabili dell'epoca, ma un articolo apparso sul quotidiano IL POPOLO D'ITALIA il 12 Aprile 1938, firmato da Dario Umberto Razeto, riporta che il ricavato totale della stagione fu di 105.000 lire. Sicuramente quello è stato un anno proficuo per tutti facendo ben sperare per le future stagioni. L'anno dopo, nel 1938, la Tonnara venne messa in mare in ritardo a causa del ritardato arrivo del cordame di canapa che quell'anno non fu consegnato in tempo per preparare le reti necessarie alla tonnara. Passiamo al 1943: nell'autunno di quell'anno, in due giorni, incapparono nelle reti della tonnara 64 tonni, per un peso complessivo di 1.050 Kg.

Dal 1943 al 1945 la tonnara non fu messa in mare a causa del totale divieto di navigazione nelle acque del golfo imposto dallo stato di guerra, ma riprese la sua attività al termine del conflitto e funzionò ininterrottamente fino al 1979 quando i Soci, divenuti ormai anziani, decisero di chiudere l'impianto e di sciogliere la Società. Nel frattempo, nel 1974, era stata costituita la Cooperativa Pescatori di Camogli che gestiva la pesca generica nel Golfo Paradiso e nel 1982 questa Cooperativa ha rilevato l'impianto della tonnarella rimettendolo in funzione e continuando a gestirlo ininterrottamente fino ad oggi

L'impianto di Camogli, nel tempo, è stato definito di volta in volta Tonnara e Tonnarella. In realtà una Tonnara tradizionale, sul tipo di quella di Carloforte, una

"tonnara grande da corsa" pur avendo una conformazione simile alla nostra, è molto più grande, ed è composta da sei camere, tutte collegate tra loro, che terminano con la "camera della morte" o "corpus", che è l'unica ad essere chiusa sul fondo, è intesa esclusivamente per la catture del tonno, attività che comincia a Maggio e dura circa 45 giorni, e in questo tipo di impianto il tonno viene periodicamente portato in superficie quando è radunato in gran quantità nel "corpus" e catturato praticando la crudele e sanguinosa "mattanza".

La Tonnarella di Camogli, invece, ha due sole camere, rimane in mare da Aprile a Settembre, cattura sopratutto palamiti (*Sarda sarda*), ricciole (*Seriola dumerili*), tonno alletterato (*Euthynnus alletteratus*), leccie (*Lichia amia*) e qualunque altro pesce di passaggio, e la rete viene sollevata (*levata)* tre volte al giorno, all'alba, a metà mattina e nel pomeriggio, senza effettuare la mattanza. La tonnarella di Camogli cattura anche grandi quantità di pesci luna *(Mola mola*), pesce attualmente non commerciabile in quanto sono in corso studi sulla sua tossicità e che quindi viene ributtato in mare. Solo occasionalmente viene catturato qualche tonno rosso (*Thunnus thynnus*).

Accadeva in passato, tra gli anni '40, '50 e '60 del 1900, che quando rimaneva impigliato nella rete della tonnarella qualche pesce particolare, questo venisse portato a terra ed esposto alla mancina che si trova al porto per essere esposto al pubblico. Siamo in un'epoca in cui la grande diffusione mediatica è ancora sconosciuta ed era una curiosità per la popolazione poter vedere delle specie ittiche quasi sconosciute ai più. Negli anni '40 è stata esposta al pubblico una balenottera minore (*Balaenoptera acutorostrata)*. Una cattura importante è stata quella di uno squalo bianco di 1400 Kg, avvenuta nel Maggio del 1954, poi una tartaruga gigante di 480 Kg, lunga 2,20 metri e vecchia di circa 500 anni avvenuta sempre in quegli anni. In tempi più recenti, nel 1974, un coloratissimo pesce imperatore (*Lampris regius*), pesce che vive solitamente a grandi profondità e nel 1986 un rarissimo marlin nero *(Makaira indica,* Cuvier 1832) di 180 Kg.

Fig. 1 - Squalo bianco catturato nel 1954.
White shark catched in 1954.

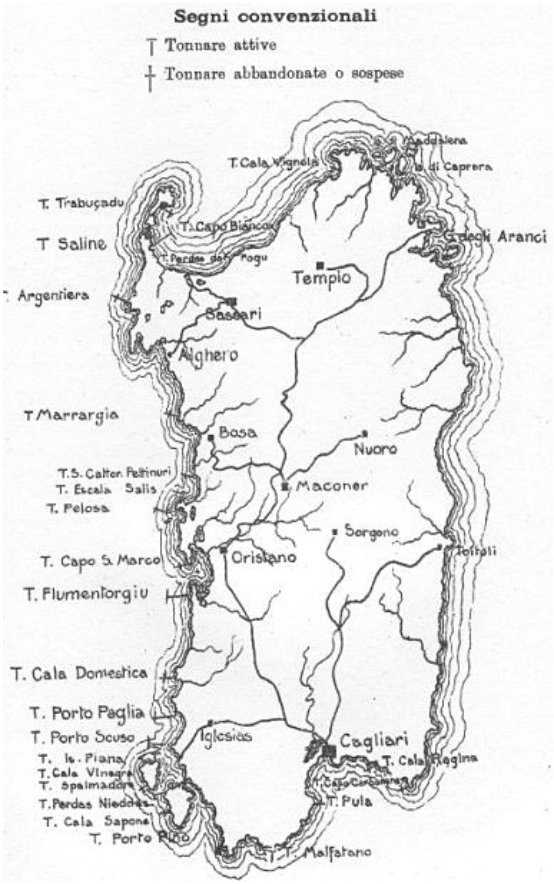


Fig. 2 - Le tonnare Sarde nel 1850.
Tuna Traps in Sardinia durino the 1850.

La dislocazione delle tonnare nasce dallo studio delle abitudini migratorie del tonno rosso (*Thunnus thynnus*, Linneo 1758), pesce pelagico di grandi dimensioni, appartenente alla famiglia degli sgombridi ed all'ordine dei perciformi. Questo pesce era conosciuto fin dall'antichità più remota, lo dimostrano i graffiti che si trovano nella Grotta del Genovese, a Levanzo, una delle Isole Egadi, che sono stati datati al 9000 a.c. ed anche antichi vasi greci che sui quali è rappresentato questo pesce. Il garum, una specie di condimento fatto con le interiora del tonno lasciate a macerare in conche di marmo, era molto apprezzato dai Romani. Per qualche millennio il tonno ha rappresentato la maggiore fonte di economia ed una risorsa naturale per tutte le popolazioni che si affacciavano sul bacino del Mediterraneo. E' un pesce migratore, di mare aperto, molto veloce, può raggiungere i 70 Km. orari, può vivere fino a 20 e anche 30 anni, è un vorace predatore e si nutre soprattutto di molluschi e sardine E' un pesce gregario quando, verso la primavera, dall'Oceano Atlantico, suo habitat naturale, si trasferisce in grossi banchi attraverso lo Stretto di Gibilterra, sfruttando le fredde correnti di superficie, verso le acque più calde del Mediterraneo per la riproduzione, che avviene in acque relativamente basse e vicino alla costa tra Maggio e Giugno, epoca in cui la femmina depone le uova, che vengono poi fecondate mentre

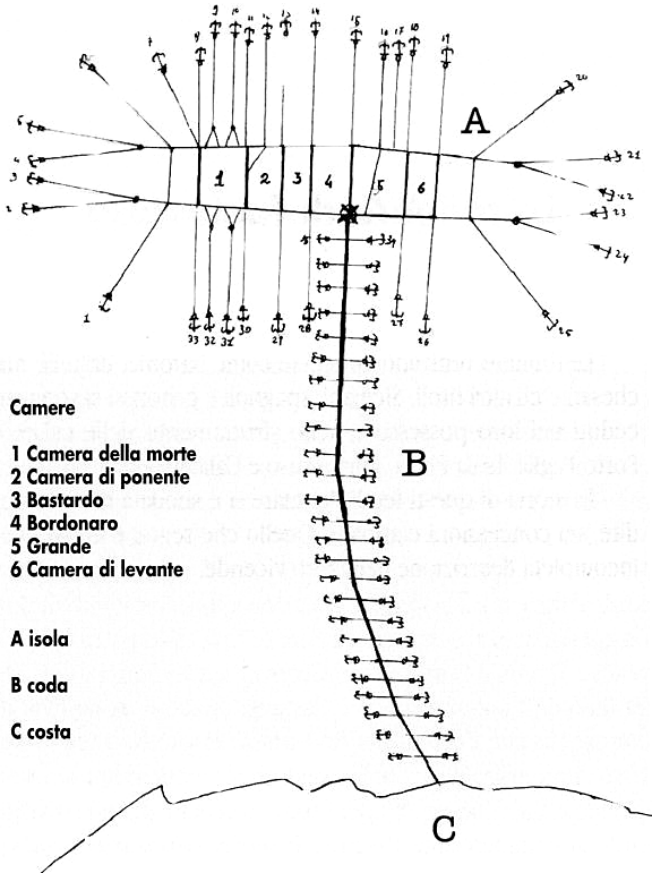


Fig. 3 - Schema tonnara di Carloforte.
Plan of the tuna trap of Carloforte.

diventa solitario nella fase di ritorno. Una volta entrato dallo Stretto il tonno volta a sinistra e percorre le coste Mediterranee di Spagna, Francia e Liguria, dove, seguendo una rotta impressa nel suo codice genetico dall'alba dei tempi, si divide, pochi seguono le coste Tirreniche dell'Italia, ma la quantità maggiore segue le coste occidentali della Sardegna, poi scende fino alla Sicilia, raggiunge le coste Nord Africane ed arriva in Turchia. Qui ritroviamo Aristotele che indicava il Mar Nero come la culla del tonno rosso, non si può controllare se anticamente fosse così, ma da studi condotti nel 2001 dal Prof. J.M. Dean del Baruch Institute for Marine Biology della South Carolina University e dalla sua equipe nel 1999, risultava che, a causa del forte inquinamento del Mar Nero, dal 1985 non si erano più visti bluefin tuna in quel mare. Da tempo si è constatato che alcuni stock di tonno rosso, finita la stagione degli amori, spesso diventano stanziali, semplicemente si inabissano in acque più profonde, dove vivono per tutta la stagione invernale, per poi risalire in superficie al ritorno della primavera. Questi tonni vengono chiamati "golfitani". Alcuni pescatori di Camogli hanno riferito che non è raro, durante la stagione invernale e con acque limpide, vedere dei grossi tonni nuotare lungo la scogliera del Monte di Portofino, ad una certa profondità.

Il tonno rosso è un pesce a sangue caldo, la sua temperatura corporea interna può

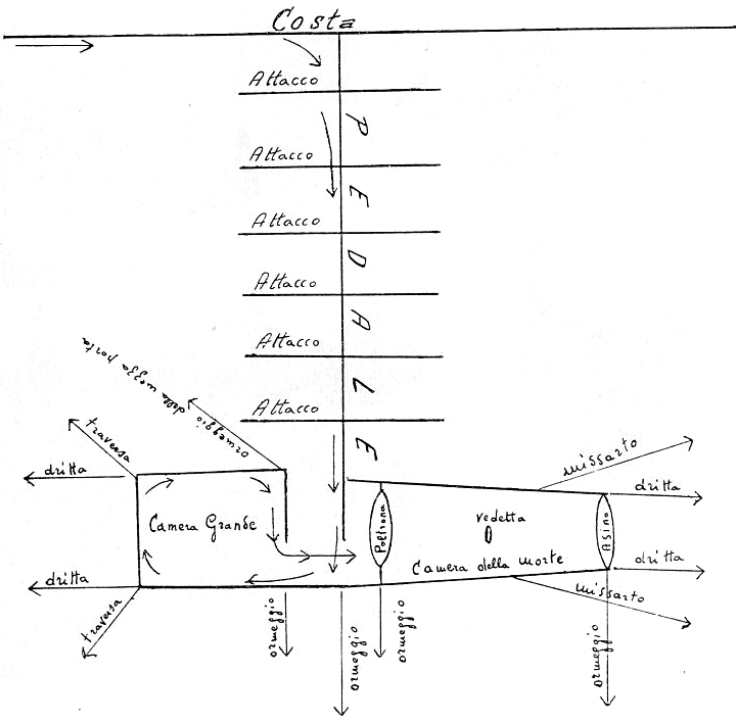


Fig. 4 - Schema Tonnarella di Camogli.
Plan of the tuna trap of Camogli.

essere anche di 10 °C più alta rispetto a quella esterna, cosa che gli conferisce una grande potenza muscolare. Viene chiamato Tonno Rosso proprio per il colore delle sue carni che in conseguenza della sua potente attività natatoria sono molto irrorate dai vasi sanguigni. Ha un corpo robusto, fusiforme, con un muso prominente e una bocca piuttosto piccola, rispetto alle dimensioni del corpo, con entrambe le mascelle dotate di piccoli denti. E' ricoperto di squame non molto evidenti, più grandi vicino alla testa e più piccole verso la coda. Ha due pinne dorsali, la seconda più alta della prima e da questa fino alla coda a falce di luna, corrono delle pinnule gialle bordate di nero, il cui colore si intensifica durante il periodo della riproduzione soprattutto nelle femmine. Ha un colore blu scuro sul dorso e grigio argenteo sui fianchi, dove si trovano le pinne pettorali, che durante i trasferimenti rimangono aderenti al corpo per evitare l'attrito dell'acqua. Quando si trova in vicinanza della costa segue un percorso rigorosamente da Ovest verso Est e nuota come se ci vedesse solo dall'occhio sinistro (come era già stato ipotizzato da Aristotele) e questo gli impedisce di notare gli ostacoli sul suo cammino. Seguendo questo percorso finisce per incontrare la rete di sbarramento della tonnara, o pedale, una rete a maglie larghe, e, credendola la costa, continua a seguirla finché si trova davanti porta che lo costringe ad entrare nella prima camera dell'impianto, dove non trova via d'uscita e, seguendo un percorso ormai obbligato, entra nelle varie camere finché finisce nella camera della morte, dove non ha più scampo.

Le reti della tonnarella di Camogli hanno subito varie modifiche nel corso dei secoli. Anticamente veniva usata la lisca (*Ampelodesmos tenax*), un'erba spontanea con foglie lunghe e sottili che cresce sul Monte di Portofino e che veniva raccolta in gran

quantità soprattutto dalle donne e lavorata dagli abitanti di San Fruttuoso, una frazione di Camogli, sede di un'antica Abbazia e raggiungibile solo in barca. Queste foglie venivano prima macerate in acqua e poi essiccate, e potevano essere trasformate in un robusto materiale necessario per la costruzione delle reti e dei cavi necessari alla costruzione dell'impianto. Ora questa erba è diventata una specie protetta, ma era già stata abbandonata da tempo perché una volta in acqua marciva facilmente, creando molto lavoro per la sua manutenzione durante l'estate, ed in più emanava uno sgradevole odore. In seguito è stata usata la canapa, ma anche questa si dimostrata non adatta all'impianto di pesca e creava anche molto più lavoro. Doveva essere tinta di scuro, operazione che veniva effettuata nel forno che si trova sul molo, utilizzando la corteccia del pino marittimo, o domestico (*Pinus pinea*), in modo che non fosse visibile sott'acqua, ma comunque anche questo materiale non resisteva all'usura di una intera stagione. In seguito è stato utilizzato il nylon, poco pratico e troppo costoso, finché si è arrivati ad impiegare il filetto di cocco, un materiale degradabile, e la rete, dato che alla fine della stagione, alle sue pareti si sono attaccati vasti popolamenti animali e vegetali e non è quindi recuperabile (Boero e Carli, 1977), viene tagliata ed abbandonata sul fondo, dove essendo un prodotto naturale, si dissolve nell'acqua e non inquina. Le balle di filetto di cocco, di circa 150 Kg l'una, vengono importate ogni anno dall'India. Si tratta di un materiale molto ruvido e durante l'inverno sono i pescatori più anziani che hanno l'incarico di intrecciare a mano la rete in due magazzini, dove lavorano proteggendosi le dita per non ferirsi con le asperità del prodotto.

Per il momento non ci sono giovani che abbiano ancora imparato questo mestiere, che, si spera, non andrà perduto con gli ultimi pescatori più anziani. Fino a pochi anni fa a Camogli viveva ancora un componente della vecchia Cooperativa sciolta nel 1979, Lorenzo Gelosi, detto "Cen", l'ultimo che veniva ancora chiamato "Rais", il termine

Fig. 5 - Pescatori assemblano le reti nel 1950.
Fishermen working at the nets in the 1950s.

Fig. 6 - Funi a S. Fruttuoso negli anni '60 del 1900.
Making of ropes in S. Fruttuoso in the 1960s.

Fig. 7 - Pescatori e reti sul molo nel 1960.
Fishermen and nets on the warf in the 1960s.

di origine araba che designa il Capo tonnara e che nel dialetto camogliese diventava "Raixe", titolo che dopo di lui non è più stato assegnato a nessuno. Quest'uomo, che ci ha lasciato poco più di un anno fa, benché ultranovantenne, ha continuato a lavorare alla costruzione delle reti ed a sovrintendere alla calata in mare dell'impianto, finché le forze glielo hanno consentito. Le reti vengono fabbricate in lunghe strisce, con maglie più larghe in alto, che si restringono verso il basso, e quando sono finite, tra fine Febbraio ed i primi di Marzo, vengono portare sul molo di Camogli e stese lungo il muraglione. Prima del boom turistico di Camogli, intorno agli anno '50 del 1900 e negli anni antecedenti, le reti della tonnara venivano stese lungo la spiaggia di Camogli.

Nel frattempo a San Fruttuoso viene inviato un certo quantitativo di cocco, e, come succede da secoli, nel piccolo borgo, utilizzando strumenti antichissimi, vengono costruiti i cavi che serviranno per assemblare la rete della tonnara. Tutti partecipano a questa operazione, più giovani, meno giovani, anche le donne. Quando i cavi arrivano a Camogli inizia l'assemblaggio e gli uomini lavorano tutti insieme sul molo legando il cavo alla rete con dei nodi fatti tenendo in mano un rocchetto di filetto di cocco che viene passato con un'abilità tramandata da secoli, legando tutto insieme e dando forma all'impianto.

Nel frattempo si è provveduto alla tintura dell'unica parte in nylon della tonnarella, la camera della morte, che è anche l'unica parte che viene recuperata alla fine della stagione.

Risultati - Ora, raccontata la storia del passato, intrecciata anche con il presente, siamo arrivati ai giorni nostri. A questo punto tutto è pronto per la calata ed anche la "flotta" della tonnara è stata rimessa in ordine durante l'inverno, pronta per il suo lavoro. Le barche della tonnarella sono tre, due gozzi ed una piccola lancia, a differenza sempre delle tonnare grandi da corsa che hanno diversi "vascelli". La barca più grande viene chiamata "poltrona", anticamente il suo nome era anche "rancio", perché i pescatori vi consumavano il pasto durante la guardia, e viene ancorata ad un'estremità della camera della morte, rimanendo fissa per tutta la stagione ed è la barca dalla quale i pescatori salpano la rete. Un altro gozzo, più piccolo, porta il

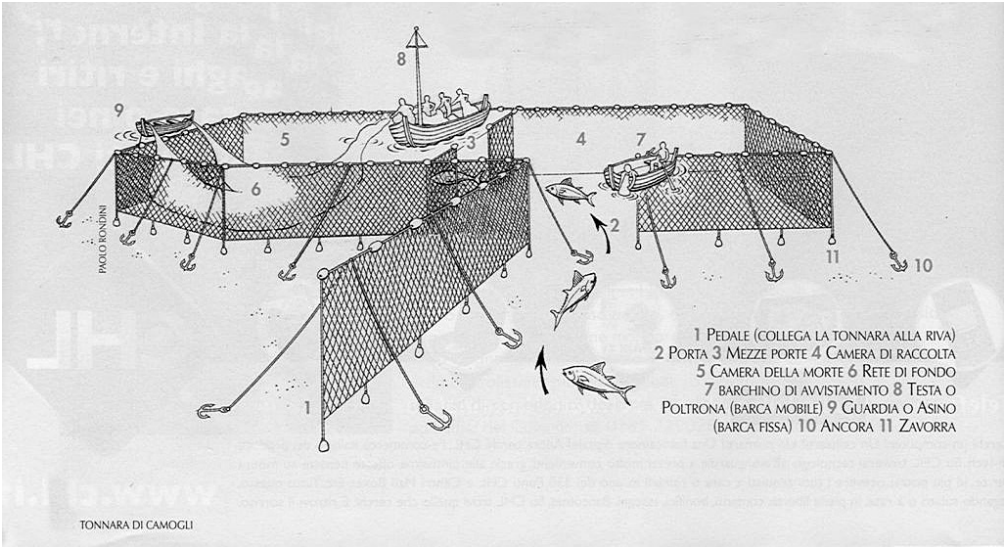


Fig. 8 - Struttura della tonnarella.
How the tuna trap is built.

nome di “asino” perché è la barca che va avanti e indietro dal porto, ed è quella su cui viene caricato il pescato. La piccola lancia è sempre a rimorchio dell’”asino” e viene usata da Capoguardia per esaminare l’interno della camera della morte per mezzo di uno specchio, altro attrezzo antico, un imbuto di metallo con il fondo di vetro, attraverso il quale può vedere quanti pesci si trovano nel “corpus” e se vale la pena di effettuare la levata.

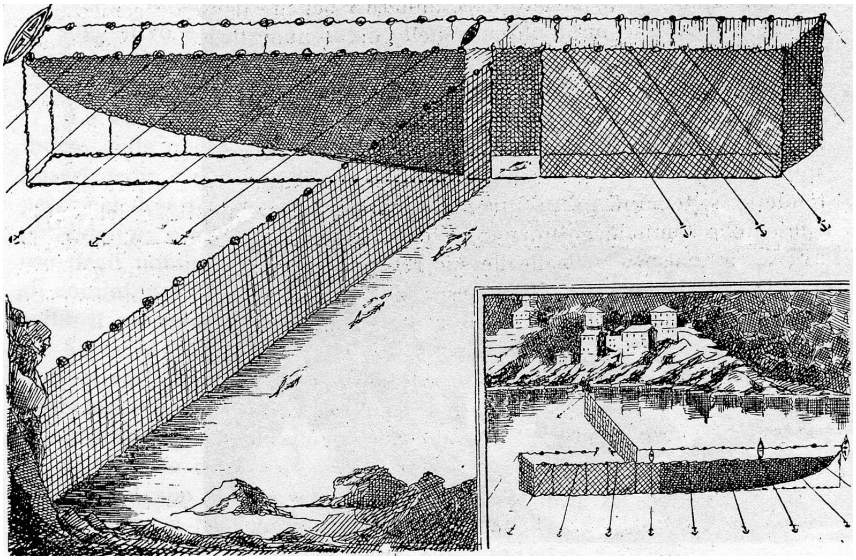


Fig. 9 - Collocazione della tonnarella.
Location of the tonnarella.

Fig. 10 - Pescatori al lavoro negli anni ’30 del 1900.
Fishermen at work in the 1930s.

Quando le reti sono pronte vengono caricate sulle barche ed una lenta processione parte verso Punta Chiappa, dove la rete sarà calata per formare il grande labirinto che da Aprile a Settembre resterà in mare. Da anni, tantissimi anni, questa rete viene tesa sempre nello stesso posto a circa 400 metri da Punta Chiappa, in direzione di Camogli. Viene legata a terra ad uno scoglio in una piccolissima insenatura del Monte di Portofino che si chiama "Sca' di Rocco" e da esso parte la rete d'arresto, il "pedale", fatta di filetto di cocco, che da terra chiude il passaggio ai pesci e li guida verso una prima camera grande o "di raccolta" anch'essa di cocco, continua con un sacco la "lea", forma dialettale usata dai pescatori, in realtà si chiama "leva" e che è sempre di cocco, con maglie che si restringono sempre di più verso il fondo. per finire nella "camera della morte", che ha una prima parte in cocco e finisce in nylon con maglie sempre più strette. Il "pedale" è lungo 340 metri, la porta d'entrata nel recinto che è antistante alla "camera della morte" è larga 25 metri. A destra si trova un recinto rettangolare lunga 80 metri e a sinistra, davanti al "sacco" c'è un'anticamera di 30 metri che conduce alla "camera della morte" che misura 100 metri. La rete viene ormeggiata sul fondo ed è profonda dai 10 ai 45 metri. Per ancorarla al fondale vengono usate una ventina di ancore, unitamente a delle grosse pietre del peso di circa 20 Kg ciascuna. Per mantenere le reti perimetrali perfettamente verticali vengono impiegati dei galleggianti di plastica posti a distanze regolari. Le maglie della rete, abbastanza larghe in alto, si fanno sempre più strette scendendo verso il basso fino alla "camera della morte" che è senza via d'uscita.

Una volta che la tonnarella è calata e operativa comincia anche il lavoro degli equipaggi. In passato lavoravano alla tonnara anche 20 uomini, sempre in turni, ma ora sono ridotti a dodici, che lavorano in due turni di sei uomini l'uno, ogni turno guidato da un Capoguardia, ed ogni turno finisce al sabato mattina. Le "levate" sono tre al giorno, la prima all'alba, infatti viene chiamata "albetta", per la seconda gli uomini ripartono verso le 8,30 del mattino, e nel pomeriggio i pescatori lasciano il porto verso le 16,00. E' sempre più difficile riuscire a metter insieme gli equipaggi, è difficile trovare giovani che si adattino ad un tipo di vita così faticoso, anche se limitato ai quattro mesi estivi, infatti, per la prima volta nella storia della tonnarella di Camogli, quest'anno sono stati ingaggiati due ragazzi stranieri e comunque con loro c'è sempre qualcuno dei pescatori anziani, per esperienza se non per età, che sovrintende alle operazioni.

Conclusioni - La tonnarella di Camogli è ormai l'unica rimasta nel Nord Tirreno ed una delle ultime e delle più antiche in Italia. Una tonnarella storica, dove poco è cambiato in 400 anni, sono cambiati gli uomini, ma la collocazione delle reti ed il sistema di pesca è rimasto invariato nel tempo.

Non c'è più il tonno, ma il pescatore è un uomo paziente e nel mare i pesci sono tanti. La cattura del tonno rosso si fa sempre più difficile e sono poche le tonnare che riescono a resistere e lo fanno solo grazie al mercato giapponese che incamera quasi tutto il loro pescato. Anche le tecniche di pesca sono cambiate in queste grandi tonnare, perché il pesce non deve subire danni, deve arrivare sano, in giornata, a Tokio per essere inviato al mercato del pesce di Tsukiji dove viene venduto a prezzi da capogiro per i golosi consumatori di sushi e sashimi. Il tonno rosso è un pesce quasi in via di estinzione, ormai sono rari gli esemplari che superino i 100 Kg, anzi, spesso sono al disotto, e non dovrebbero neanche essere pescati, non esistono più i tempi in cui le tonnare finivano la stagione con tonni dal peso di 300 Kg. e anche oltre. Le quote fissate dall'ICCAT non sono quasi mai state rispettate, con il risultato che il mare si è impoverito e questo pesce sta scomparendo. Ma non possiamo dare la colpa alle tonnare ed ai Giapponesi, c'è un nuovo fenomeno che si è presentato ormai da diversi anni, quasi alla chetichella, quello della tonnare volanti, chiamate anche,

impropriamente, "spadare". Le prime, Giapponesi, avevano fatto la loro apparizione all'ingresso atlantico dello Stretto di Gibilterra, grossi pescherecci d'alto mare che, con l'ausilio di sofisticate apparecchiature di profondità e anche di elicotteri o piccoli aerei, avvistano gli stock di tonno prima che entrasse nel Mediterraneo e lo catturavano con grosse reti a circuizione e spesso lo lavoravano già a bordo, e lo surgelavano. Ma questo fenomeno si è allargato, ora questi pescherecci di diverse nazioni, tra i quali gli italiani, si trovano anche nel Mediterraneo, usano lo stesso sistema di pesca, ma il pesce non viene ucciso e surgelato, come si faceva all'inizio, ma viene messo in grosse gabbie che poi vengono trainate fino alla destinazione, Calabria, Sicilia, Malta, ecc… dove tonni anche di piccole dimensioni vengono tenuti all'ingrasso e poi, una volta raggiunto il peso commerciabile, vengono uccisi con un colpo di fucile ed inviati sui vari mercati, compreso quello Giapponese. In alcune Università Giapponesi, sono in corso studi per trovare la possibilità di allevare il tonno rosso partendo dallo stato larvale, e pare che gli esperimenti abbiamo successo. Forse questo metterebbe fine alla carneficina e potremo rivedere il superbo tonno rosso nuotare abbondante nei nostri mari.

Summary - A tonnarella, or tonnara, which are similar, only different in size, are net's traps made to catch the bluefin tuna. The tonnarella of Camogli dates back to 1600 and during this century and the next one was very important for the economy of the small fishing village that Camogli was at that time. Its proceeds were used to build new streets, a new warf in the harbour and even to erect a church. Besides the owners of the tonnarella had, by law, to provide the Municipality with a fixed quantity of tuna, possibly to support the less wealthy population. This law was renewed for other two centuries. In the 1800s the tonnarella passed through many private owners, but at that time had already started e shortage of bluefin tuna in the Gulf of Camogli. By the end of the century a Royal Committee on fisheries declared that the tonnarella of Camogli was no more a first class trap because they were not catching tuna, but any kind of fishes. In 1910 the tonnarella was operated by a Co-operative Society made of fishermen and by 1913/1914 they were again fishing bluefin tuna, but this was the last time and in 1923 the equipment was dismissed. In 1937 a new Co-operative Society was established and the trap started to work, until 1979, when the fishermen, to old to continue such a heavy work and unable to find younger people, dismissed again the trap. In the meantime, in 1974, had been founded a fishermen Co-operative that, in 1982, took over the tonnarella which started again to operate and it is still operating today.

Bibliografia

BOERO F., CARLI A. (1977) – Popolamenti animali riscontrati sulla rete della tonnarella di Camogli. *Atti del IX Congresso S.I.B.M.:* 162 pp.

COPPEDÈ G. (1974) – *La pesca nelle Cinque Terre e l'esercizio della Tonnara di Monterosso dal secolo XVI al secolo XIX*. Istituto Internazionale di Studi Liguri, Bordighera: 114 pp.

CONTE G. (1985) – *Addio amico tonno*. Edizioni Della Torre, Cagliari: 14-15.

DEAN J.M. (2001) – Mediterranean bluefin tuna. *An ancient fishery copes with modern demand*. Draft.

FERRETTO A. (1928) – *Il Distretto di Chiavari, preromano, romano e medioevale*. Tipografia Artistica L. Colombo, Chiavari: 635-637-641.

PARONA C. (1898) – *Pesca marittima in Liguria*. Tipografia di Angelo Ciminago, Genova: 48-49.

PAVESI P. (1889) – *Atti della Commissione Reale per le tonnare*. Tipografia Eredi Botta, Roma: 55 pp.

RAVAZZA N. (1999) – *L'ultima muciara*. Maurici Editore, Trapani: 5 pp.

RAZETO D.U. (1938) – La Tonnarella di Camogli. *Quotidiano Il Popolo D'Italia.*

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 70-71

S. Bava, V. Cappanera, G. Fanciulli, P. Povero[1], L. Tunesi[2], R. Cattaneo-Vietti[1]

AMP Portofino, Viale Rainusso, 14 - 16038 S. Margherita Ligure (GE), Italia.
s.bava@portofinoamp.it
[1]Dip.Te.Ris., Università di Genova, Italia.
[2]ICRAM, Roma, Italia.

STIMA DELL'IMPATTO ANTROPICO NELL'AMP DI PORTOFINO: PROPOSTA DI UNO STRUMENTO DI SINTESI DELLE PRESSIONI RELATIVE A FRUIZIONE

EVALUATION OF HUMAN IMPACT ON MPA PORTOFINO: PROPOSAL OF A TOOL TO SYNTHESIZE THE RELATIVE PRESSION OF THE USES

Abstract *- The Portofino MPA is characterised by a huge human pressure. During 2005 the main human activities were studied. A specific tool to synthesize on spatial scale the information collected regarding the different activities is proposed.*

Key-words: *marine protected areas, Ligurian Sea, human impact, coastal management, Portofino.*

Introduzione - L'AMP Portofino è stata istituita nel 1999 ed è ASPIM dal 2005. In Mangialajo *et al.* (2007) il promontorio di Portofino risulta essere uno degli ambienti costieri liguri in miglior stato di salute, pur essendo inserito in un contesto costiero popolato da circa un milione di abitanti. Nella gestione delle AMP è strategico valutare il peso dell'impatto antropico sull'ambiente (Agnesi *et al.*, 2001, 2006; Bava *et al.*, 2004). Nell'AMP Portofino diporto nautico, attività subacquee e pesca si trovano a competere su ambiti spaziali limitati (374 ha). L'AMP nell'estate 2003 ha avviato studi sull'impatto delle attività antropiche e di valutazione dell'efficacia della protezione e nel corso dell'estate 2005 sono stati condotti monitoraggi ad *hoc*. L'integrazione dei risultati raccolti ha consentito la definizione di uno strumento gestionale di ausilio ai "*decision makers*".

Materiali e metodi - L'area di studio è stata suddivisa in 18 settori identificati su base geomorfologica, all'interno dei quali sono state censite le attività. Lo studio della nautica è stato articolato in 2 fasi: valutazione del bacino di utenza potenziale (porti compresi tra Genova e Sestri L.); stima dell'uso dell'area mediante analisi e caratterizzazione delle unità stazionanti (fascia oraria 10:00-16:00). La stima dei subacquei è stata svolta mediante conteggio delle barche da mare e del numero di persone (10:00-16:00), e analisi dei dati disponibili presso le banche dati esistenti (categorie di mestiere, centri sub, archivi AMP Portofino). La pesca professionale è stata monitorata mediante censimento e georefenziazione dei segnali degli attrezzi da posta (7:00-9:00; 17:00-19:00). I dati sono stati raccolti in 69 giorni di rilevazioni condotte nel periodo di maggiore fruizione (01/06-30/09/2005). La stima dell'uso dell'area da parte della pesca sportiva è stato desunto dai libretti distribuiti dall'Ente Gestore.

Risultati - Nel tratto di costa tra Genova e Sestri L. (22 miglia) sono presenti 6.230 ormeggi; i monitoraggi hanno consentito di censire e caratterizzare 5.069 barche (escluse le unità dei sub), l'80% delle quali registrate nelle due Zone C, i cui fondi mobili sono ricoperti per il 36% da *Posidonia*. I centri immersione autorizzati all'attività nella Zona B sono 34, dotati di 85 barche. Oltre 46.000 sono le immersioni/anno, il 93% delle quali condotte in Zona B, in 21 siti dotati d'ormeggio fisso. Il restante 7% si svolge in tre siti ad ancoraggio libero in Zona C, di cui il 75% nel sito di Paraggi, partendo da terra. Qui, nei giorni di massima affluenza, sono state registrate media-

mente 80 immersioni al giorno, mentre in Zona B sono circa 1.050 (pari a 150 unità navali). La piccola pesca professionale rappresenta un comparto produttivo importante: le imbarcazioni operative sono 40, il 62% delle quali ormeggiate a Camogli, ed il numero di pescatori professionisti è pari a 50. Gli attrezzi da pesca più usati sono il tremaglio e l'incastellata, che sono calati principalmente nelle 2 zone C; va inoltre ricordato che in zona C opera una tonnarella. La pesca sportiva nelle Zone B e C rappresenta un'attività complessa da quantificare, ma significativa; in Zona B sono rilasciati 120 permessi/anno ai soli residenti, mentre in Zona C possono pescare anche i non residenti previo l'acquisto di un permesso a pagamento. Nel 2005 le presenze turistiche sono state stimate in circa 700.000 unità, considerando diporto (32.000), battelli di linea (380.000), navi da crociera (267.000), subacquea (46.500) e visitatori del Parco Regionale terrestre (45.000). Lo strumento di sintesi delle pressioni dovute a fruizione proposto è basato sull'assegnazione ad ogni settore di costa di un valore di stima della pressione (1: bassa o nulla; 2: media; 3: alta) analizzando i valori registrati per ognuna delle tre categorie considerate (numero di barche stazionanti, numero di sub, pressione di pesca). Il livello di pressione è ricavato dall'analisi dei valori ottenuti per settore (basso=1,1,1≤X≤1,1,2; medio=1,1,3≤X≤1,2,2; alto=1,2,3≤X≤3,3,3). Nel complesso 6 settori costieri hanno ottenuto valori di alta pressione, 5 di media e 7 di bassa. La maggior parte dei valori di bassa pressione (6/7) sono stati ottenuti in settori presenti sul fronte sud del promontorio (Zone A e B).

Conclusioni - La pressione antropica registrata nelle acque dell'AMP Portofino è notevole, probabilmente una delle maggiori a scala nazionale. L'impossibilità di distinguere modificazioni dovute a fenomeni "naturali" (anomalie termiche, mucillagini, etc.) dall'impatto umano sulle comunità bentoniche, la difficoltà di gestire la nautica in un'area così affollata e la difficile valutazione della pesca ricreativa (che compete nell'uso delle stesse risorse con altre attività non distruttive) ci porta a ragionare in modo precauzionale. L'approccio proposto consente ai gestori di disporre di una visione d'insieme che permetta di identificare i siti per i quali sono più urgenti misure specifiche di gestione delle attività di fruizione.

Bibliografia

AGNESI S., DI NORA T., TUNESI L. (2001) - The study of diving tourism to support the adaptive management in an Italian marine protected area (Ustica Island). *Rapport de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, **36**: 347.

AGNESI S., DI NORA T., MO G., TUNESI L. (2006) - Esperienza metodologica di analisi dei dati per lo studio della nautica da diporto nell'AMP di Capo Carbonara. *Biol. Mar. Medit.,* **13** (1): 672-676.

BAVA S., COSTA M., AGOSTINI A., CATTANEO-VIETTI R. (2004) - Pesca professionale nell'Area Marina Protetta Portofino. *Atti Workshop "La pesca nelle aree marine protette"*. Ministero delle Politiche Agricole - Consorzio Unimar. *Roma, 22-23 giugno 2004*: 145-153.

MANGIALAJO L., RUGGIERI N., ASNAGHI V., CHIANTORE M.C., POVERO P., CATTANEO VIETTI R. (2007) - Ecological status in the Ligurian Sea: The effect of coastline urbanisation and the importance of proper reference sites. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**: 30-41.

Ricerca condotta nell'ambito del Progetto AMP Portofino–Conisma: Valutazione dell'impatto antropico sul sistema costiero con particolare riferimento alla pressione antropica all'interno dell'AMP di Portofino-2005 finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 72-73

G. Ceccherelli, A. Pais*, S. Serra*, S. Pinna, A. Ruiu*, N. Sechi

Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Università di Sassari,
Via Muroni, 25 - 07100 Sassari, Italia.
cecche@uniss.it
*Sezione di Acquacoltura ed Ecologia Marina, Dipartimento di Scienze Zootecniche,
Università di Sassari, Italia.

THE INFLUENCE OF *POSIDONIA OCEANICA* PATCHES ON THE DISTRIBUTION PATTERNS OF *PARACENTROTUS LIVIDUS* IN A CENTRAL WESTERN MEDITERRANEAN MPA

INFLUENZA DELLE CHIAZZE DI POSIDONIA OCEANICA *SULLA DISTRIBUZIONE DI* PARACENTROTUS LIVIDUS *IN UNA AMP DEL MEDITERRANEO CENTRO OCCIDENTALE*

Abstract *- Migrations of* Paracentrotus lividus *from a rocky habitat to* Posidonia oceanica *patches were estimated in situ within the Capo Caccia-Isola Piana MPA (NW Sardinia, Italy). Sea urchin movements were found to be strongly dependent on the distance from the patch edge, but not on the specimens size. Since no effective preference has been exhibited, these results would suggest that sea urchins are likely to move randomly from rocky habitat to seagrass patches.*

Key-words: *sea urchins, home range, migration, sea grass.*

Introduction - Processes such as predation, recruitment, migration, and disease exert a crucial role in sea urchin population dynamics and consequently may influence the spatial distribution of individuals (Boudouresque & Verlaque, 2001). Although there is an extensive literature on *Paracentrotus lividus* devoted to many of these features (Hereu *et al.*, 2004 and references therein), migration from a habitat to another has been neglected for years (but see Fernandez *et al.*, 2001).

In this study, we estimated the daily migrations of *P. lividus* from a rocky habitat to *Posidonia oceanica* patches depending on the size of sea urchins and the distance from the patch edge. We postulate that sea urchins move randomly to the seagrass patches and that the probability of reaching it could decrease with the distance from it.

Materials and methods - The experiment was conducted within the Capo Caccia-Isola Piana MPA (NW Sardinia) at Polt Agra Bay, where numbered patches of *Posidonia oceanica* (about 2 m^2 in size) occur on rocky platforms about 5-8 m deep. Two replicated times (9-10 October and 13-14 November 2006) were chosen and for each time 2 days (hereafter D1 and D2) were spent in the field. During D1, 15 patches have been cleared from *Paracentrotus lividus* paying attention to remove all the individuals inside the patch and all around it for about 200 cm from the edge. These patches were randomly attributed in groups of 3 to 5 different urchin addition treatments: large-close (LC), small-close (SC), large-far (LF), small-far (SF) and controls (Cs), where no urchins were added. Large and small urchins had test diameter larger than 50 mm and smaller than 30 mm, respectively. Close and far position refer to 25 and 100 cm from the edge of the patch, which were judged to be distances coverable in 24 hours (Hereu, 2005). Ten *P. lividus* individuals were homogeneously positioned around each patch depending on the treatment (*i.e.*, size-distance). Controls were used to estimate possible migration of *P. lividus* from reefs farer than 200 cm as well as the number of individuals missed during removal. During D2, the number of sea urchins found inside each *P. oceanica* patch was counted.

Data were analysed by an asymmetrical ANOVA considering 'Treatment' as fixed and orthogonal to 'Time' that was random. Among addition treatments 'Size' and

'Distance' were treated as fixed and orthogonal. The contrast between addition treatments and controls was tested following calculation indicated by Underwood (1996).

Results - During D2, for both sampling periods, specimens of *Paracentrotus lividus* were not found inside all the patches with addition treatments (*i.e.*, LC, SC, LF and SF), nor inside Cs. The mean (±SE) total number of *P. lividus* found in each *Posidonia oceanica* patch was 3.5±1.1 (LF), 5.0±1.8 (LC), 3.8±1.3 (SF), 5.8±1.8 (SC) and 2.9±1.0 (Cs), respectively. Although a higher number of sea urchins was observed in addition treatments rather than in Cs, no significant differences were evidenced by ANOVA ($F_{1,1}$=32.40; p=0.11). Moreover, no significant effect was found for the size ($F_{1,1}$=49.00; p=0.09) among addition treatments, while for the distance significant differences were detected ($F_{1,1}$=441.00; p=0.03). In fact, a lower number of *P. lividus* was found for both the far treatments (*i.e.*, LF and SF). Furthermore, consistent results were found through times ($F_{1,20}$=0.42; p=0.52), suggesting that no significant temporal variability occurred during the study period.

Conclusions - These results highlighted that for *Paracentrotus lividus* the ability to reach the patch of *Posidonia oceanica* is dependent on the distance from the patch edge but not on the specimens size. This is in contrast with the observations of Barnes & Crook (2001), that indicated size-specific migration patterns for this species on rocky substrates. We also think that sea urchins are likely to move randomly to the seagrass patches because no clear preference was exhibited. This would be in accordance with Domenici *et al.* (2003), who suggested that reaching a shelter may correspond to a strategy of random searching behaviour. The lack of significant differences among addition treatments and controls could be due to the low power of the test. Thus, we suppose that an increase in the number of sampling times could make statistical differences detectable. Further research is needed to investigate if the manipulation of sea urchins in addition treatments, the structure of macroalgal assemblages on rocky habitat, and the shoot density and canopy height of the seagrass affected these results.

References

BARNES D.K.A., CROOK A.C. (2001) - Quantifying behavioural determinants of the coastal European sea-urchin *Paracentrotus lividus*. *Mar. Biol.*, **138**: 1205-1212.

BOUDOURESQUE C.F., VERLAQUE M. (2001) - Ecology of *Paracentrotus lividus*. In: Lawrence J.M. (ed), *Edible sea urchins: biology and ecology*. Elsevier, Amsterdam: 177-216.

DOMENICI P., GONZÁLEZ-CALDERÓN D., FERRARI R.S. (2003) - Locomotor performance in sea urchin *Paracentrotus lividus*. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **83**: 285-292.

FERNANDEZ C., CALTAGIRONE A., JOHNSON M. (2001) - Demographic structure suggests migration of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in a coastal lagoon. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **81**: 361-362.

HEREU B. (2005) - Movement patterns of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in a marine reserve and unprotected area in the NW Mediterranean. *Mar. Ecol.*, **26**: 54-62.

HEREU B., ZABALA M., LINARES C., SALA E. (2004) - Temporal and spatial variability in settlement of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in the NW Mediterranean. *Mar. Biol.*, **144**: 1011-1018.

UNDERWOOD A.J. (1997) - *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge: 504 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 74-75

A. Deidun, E. Lanfranco[1], C. Mifsud[2], D. Stevens[2], M. Schembri[3], L. Curmi[3], C. Howson[4], T. Mercer[4], I. Sotheran[5], R. Foster Smith[5]

Department of Biology, Junior College, University of Malta, Pjazza Guze Debono, Msida, Malta.
alan.deidun@um.edu.mt;
[1]Department of Biology, University of Malta, Msida, Malta.
[2]Project Coordinator, Nature Protection Unit, Environment Protection Directorate Malta Environment and Planning Authority (MEPA), Malta.
[3]AIS Environmental Ltd, Malta.
[4]Amisfield, Main Street, Ormiston, East Lothian, Scotland.
[5]Envision Mapping Ltd, U.K.

BASELINE ECOLOGICAL DATA COLLECTION FROM THE MARINE AREA AROUND FILFLA (MALTA, CENTRAL MEDITERRANEAN SEA)

CAMPIONAMENTO PRELIMINARE IN UN'AREA MARINA ATTORNO L'ISOLOTTO DI FILFLA (MALTA, MEDITERRANEO CENTRALE)

Abstract - *Acoustic and limited video sampling were carried out in a 1.1 nautical mile-radius area around Filfla, an islet 4.4 to the south-west of Malta, to characterize the benthos and the habitat type distribution. In addition, identified priority areas were sampled during SCUBA diving surveys. A total of 173 species were recorded during the current survey. Rhodophytes were the most represented (29 species), followed by molluscs (25 species). The biotic assemblages recorded from the marine area around Filfla are generally representative of those found in Maltese inshore waters.*

Key-words: *mapping, scuba diving, benthos, biotopes.*

Introduction - The islet of Filfla lies 4.4 km off the south-west coast of Malta. The islet is declared as a Nature Reserve under the Filfla Nature Reserve Act (Act XV of 1988), a Bird Sanctuary (LN 41 of 2003), an Area of Ecological Importance and a Site of Scientific Importance (GN 827 of 2002), and a candidate Special Area of Conservation of International Importance (LN 257 of 2003 and GN 877 of 2003), a Special Protected Area under the Special Protected Areas and Biodiversity Protocol of the Barcelona Convention and an Important Bird Area (IBA). Only one study concerning the marine area around Filfla has been conducted to date (Borg *et al.*, 1997). In 2004, the Malta Environment and Planning Authority (MEPA) managed to secure funds from the European Regional Development Fund (ERDF), for carrying out marine scientific surveys in the area around Filfla.

Materials and methods - Surveying was conducted in April-May 2006. Since the survey area was relatively small, 100% coverage high-resolution GeoSwath interferometric bathymetric data and backscatter imagery was achieved. Concurrently, a single beam RoxAnn acoustic ground discrimination system (AGDS) for remote sensing was run to glean information on the hardness and roughness characteristics of the survey area. 71 video camera drops were carried out to identify biotopes in the areas beyond the range of divers. A bucket grab and a 1mm mesh were also used to collect and later isolate infauna, from coarse sediment. Diving surveys were also conducted, mainly for ground truthing purposes. Easily identifiable macrofaunal and macrofloral species were identified in situ and recorded semi-quantitatively, using the SACFOR abundance scales, whilst specimens from species which could not be identified in situ were collected and identified later in the laboratory.

Results - The survey area reached a maximum depth of 145 m. Remote video sampling fragmented the survey area into 16 different biotic assemblages, whose distribu-

tion was mapped and which, on the basis of the substrate, can be broadly divided into reef, maerl and coralline pebble, and sand and muddy sand biotopes. Ground truthing (diving) summarized these biotic assemblages into six major assemblages. Four of these were algal-dominated (i.e. biotope 1 = lower mediolittoral and upper infralittoral scoured limestone boulders and cobbles with *Laurencia* sp. and barnacles; biotope 2 = upper infralittoral scoured limestone bedrock and boulders with sparse algal turf; biotope 3 = upper infralittoral upward facing limestone bedrock and boulders, dominated by *Cystoseira* spp. and *Sargassum vulgare;* biotope 4 = middle infralittoral vertical bedrock cliff dominated by green algae and *Peysonnelia squamaria)* and two were dominated by sponges, bryozoans and corals (biotope 5 = shaded vertical and overhanging limestone in the mid-infralittoral and biotope 6 = cave, overhangs and arches in the lower infralittoral). A total of 173 species were recorded during the current survey. Of these, some species are protected completely and/or listed as species whose exploitation should be regulated in various national, regional and/or international treaties, including *Posidonia oceanica, Palinurus elephas, Cystoseria spinosa, Ophidianus ophidiaster, Paracentrotus lividus* and *Centrostephanus longispinus*. Rhodophytes were the most represented (29 species), followed by molluscs (25 species) and phaeophytes (19 species). A number of biotopes and bioceonosis listed in Annex I of the Habitats Directive and/or eligible for inclusion in the SPAMI list also recorded within the survey area, namely corallinaceous biocenosis, large facies with bryozoans, submerged or partially submerged caves, reefs, maerl, *Sargassum* spp. associations, *Cystoseira spinosa* associations and *Posidonia oceanica* meadows, the latter being listed as a priority habitat under the Habitats Directive.

Conclusions - Multiseasonal sampling, as well as more intensive sampling of epibiota, will undoubtedly increase the number of species recorded from around Filfla. Schembri (1994) stated that the benthic communities around Filfla are rather poor in diversity and richness when compared to other areas which are equally remote and unpolluted. Nonetheless Schembri (1994) recognized the area as being an important candidate for declaration as a marine protected area. Borg *et al.* (1997) attributes the poor diversity in the area to the use of explosives (for fishing purposes) and spearfishing using SCUBA equipment on site. Despite this, the relative remoteness of the islet and its environs ensure that recovery of the same assemblages is possible, given that certain management measures are taken.

Acknowledgements - We would like to thank Mr. Alfred Baldacchino, project leader of this ERDF project from MEPA, Mr. Martin Seychell and Dr. Godwin Cassar, Director of Environment and Director General of MEPA respectively, MEPA for their support in the project.

References

BORG J.A., MALLIA A., PIROTTA K., SCHEMBRI P.J., VASSALLO A. (1997) - A preliminary report on the marine macrobenthos and the demersal fish fauna of the island of Filfla (Maltese Islands, Central Mediterranean). *The Central Mediterranean Naturalist,* **2** (4): 136-151.

SCHEMBRI P.J. (1994) - *Marine and coastal protected areas in the Maltese Islands: reviews, prospects and proposals.* Unpublished report; Regional Activity Centre for Specially Protected Areas (RAC/SPA). UNEP: 59 pp. + Figs 1-5.

This project was co-financed by the ERDF, under the Structural Funds Programme for Malta, 2004 - 2006, and by the Maltese Government.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 76-77

C. De Leonardis, S. de Zio Grimaldi, R. D'Addabbo, M. Gallo, R. Sandulli

Dipartimento di Zoologia, Università di Bari,
Via Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.
r.sandulli@biologia.uniba.it

MEIOBENTHOS AND NEMATODE COMMUNITIES IN THREE ITALIAN MARINE PROTECTED AREAS (MIRAMARE, PORTO CESAREO AND CAPO CACCIA)

MEIOBENTHOS E NEMATOFAUNA IN TRE AREE MARINE PROTETTE ITALIANE (MIRAMARE, PORTO CESAREO E CAPO CACCIA)

Abstract *– Meiobenthic community structure (abundance and taxa diversity) of three Italian Marine Protected Areas (Miramare, Porto Cesareo and Capo Caccia) were studied. In addition, a taxonomic, morphometric and ecological study on the nematofauna of the three MPAs, including biomass spectra, was carried out, in the attempt to show possible functional changes in the different assemblages.*

Key-words: *Meiobenthos, Nematoda, Marine Protected Areas, Mediterranean Sea, biomonitoring.*

Introduction – The aim of the present study was to investigate the meiobenthic and nematodes community structure of Miramare, Porto Cesareo and Capo Caccia Marine Protected Area (MPA). Data gathered include meiofauna composition and taxa diversity, and nematodes taxonomy (up to genus level), morphometric (length, width and L/W ratio) and ecological (biomass spectra) parameters. The present results add further information about the structural characteristics of the meiobenthic and nematode communities along the Italian coasts (Sandulli et al., 2001. 2002; De Leonardis et al., 2006) and represent the first attempt to compare nematodes assemblages in Mediterranean MPAs through morphometric analyses.

Materials and methods – A total of 19 sediment samples were collected in triplicate during Summer 2005 in three MPAs: Miramare (Trieste), Porto Cesareo (Lecce) and Capo Caccia (Sassari), by direct hand coring in the intertidal (0-1 m depth) and in the subtidal (4-22 m depth) using SCUBA diving equipment. All samples were preserved immediately following collection (5% formalin/sea-water). After sorting, and counting of different meiofaunal taxa, a total of 100 nematodes per sample were identified to the genus level. The same individuals were measured (length and width) and a Nematode Biomass Spectra analysis (NBS) was performed (Vanaverbeke *et al*., 2003, 2004). Nematodes data were statistically tested via multivariate analyses (Clarke & Warwick, 1994).

Results – The sediment was mainly composed by medium or medium-fine sands (1-2.5 φ; 0.5-0.192 mm). The average meiofauna abundance recorded were 3465±333SE individuals·10 cm^{-2} in Miramare (3 sites), 3492±558SE ind.·10 cm^{-2} in Porto Cesareo (8 sites) and 1368±222SE ind.·10 cm^{-2} in Capo Caccia (8 sites). Nematodes were by far the dominant taxon in all samples (69% in Miramare, 58% in Porto Cesareo and 46% in Capo Caccia), followed by Copepoda including nauplii (20% in Miramare, 28% in Porto Cesareo and 21% in Capo Caccia); the remaining taxa were present altogether with 11% in Miramare, 14% in Porto Cesareo and 33% in Capo Caccia. The average taxa diversity (H') and evenness (J) were respectively 1.24 and 0.49 in Miramare, 1.63 and 0.54 in Porto Cesareo, and 1.79 and 0.69 in Capo Caccia. A total of 28 genera of nematodes were identified in Miramare, 40 in Porto Cesareo and 48 in Capo Caccia. The dominant genera in Miramare were *Marylynnia* (26%, 2A), *Mesacanthion* (21%, 2B) and *Daptonema* (20%, 1B); while in Porto Cesareo *Anoplostoma* (36%, 1B), *Dap-*

tonema (11%, 1B) and *Theristus* (11%, 1B) were the most common; finally, *Chromadorita* (28%, 2A), *Leptolaimus* (18%, 1A) and *Promonhystera* (12%, 2A) were the most representative genera in Capo Caccia. One-way ANOSIM procedure on nematodes abundance (square root transformed) confirmed that there is a significant difference between the three MPAs (Global R=0.35; P=2.5%). The R values of the pairwise comparison showed very low difference in the groups Porto Cesareo-Capo Caccia (R=0.185), while Miramare MPA is distinctly different from Porto Cesareo (R=0.444) and Capo Caccia (R=0.556). The NBS (not normalised) per MPA showed a similar trend in Porto Cesareo and Capo Caccia: biomass increased with body size up to Size Class -3 and -2 respectively, and decreased again at higher size classes. Conversely, the Miramare nematodes biomass spectra peaked at size Classes -1 and 2, and higher biomass values were recorded in comparison with the other MPAs.

Conclusions - Meiofauna abundances and diversities recorded in the three MPAs are within the range of other similar Mediterranean areas. The lowest abundances and the highest diversity indices were recorded in Capo Caccia, possibly due to its oligotrophic conditions. Miramare shows the highest taxon dominance of nematodes and the lowest number of genera than the other areas, being the sediment finer and presumably richer in organic content. This also agrees with the results of NBS: Miramare nematode spectra demonstrates, in fact, the presence of larger nematodes mostly belonging to predators and omnivores, and epigrowth-feeders (i.e. *Mesacanthion* and *Marylynnia*).

The study of meiobenthic communities is, therefore, an important aid to evaluate and describe possible differences in the environmental conditions of MPAs.

References

CLARKE K.R., WARWICK R.M. (1994) - Changes in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. *Natural Environment Research Council UK*: 144 pp.

DE LEONARDIS C., SANDULLI R., GALLO D'ADDABBO M., DE ZIO GRIMALDI S. (2006) - Diversità e abbondanza della meiofauna del litorale pugliese. *Biol. Mar. Medit*, **13** (2): 170-171.

SANDULLI R., CARRIGLIO D., MEI M.L. (2001) - Preliminary investigations on the effects of offshore fish farming on the meiofauna and sediments in the Porto Cesareo area (Lecce, Italy). *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 626-629.

SANDULLI R., DE ZIO GRIMALDI S., GALLO D'ADDABBO M., CALÒ L., BRESSAN E. (2002) – Aspetti della Biodiversità della Meiofauna lungo il litorale pugliese. *Biol. Mar. Medit.*, **9** (1): 484-493.

VANAVERBEKE J., STEYAERT M., VANREUSEL A., VINCX M. (2003) – Nematode biomass spectra as descriptors of functional changes due to human and natural impact. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **249**: 157-170.

VANAVERBEKE J., SOETAERT K., VINCX M. (2004) – Changes in morphometric characteristics of nematode communities during a spring phytoplankton bloom deposition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **273**: 139-146.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 78-79

F. Di Stefano, I. Ascione, M. Barra, G.F. Russo

Dipartimento di Scienze per l'Ambiente (DiSAm), Università degli Studi di Napoli 'Parthenope',
Via de Gasperi, 5 – 80133 Napoli, Italia.
floriana.distefano@uniparthenope.it

ANALISI MULTICRITERIALE PER L'ISTITUENDA RISERVA MARINA DI S. MARIA DI CASTELLABATE (TIRRENO MERIDIONALE): UNA SOLUZIONE GIS

MULTICRITERIA ANALYSIS FOR THE NEXT MARINE RESERVE OF S. MARIA DI CASTELLABATE (SOUTHERN TYRRHENIAN SEA): A GIS SOLUTION

Abstract *– A GIS solution is proposed for the evaluation of the environmental quality of the marine reserve of S. Maria di Castellabate (Southern Tyrrhenian Sea, Italy). Collected data on the study area were archived in a PostgreSQL/PostGIS database, to allow a more efficient application of the Marine Reserve Evalutation Evaluation Procedures (MaREP), a multicriteria analysis for zonation.*

Key-words: *GIS, database, marine reserve, multicriteria analysis.*

Introduzione – La riserva marina di S. Maria di Castellabate è una delle due aree marine di prossima istituzione prospicienti le coste del Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano (PNCVD); si estende lungo la costa per 23 km e in mare fino alla batimetria dei 50 m. Il contesto normativo, in termini di conservazione della natura nell'area cilentana è molto complesso e diversificato, così come l'uso del territorio; pertanto, è stata applicata un'analisi multicriteriale come il MaREP (Chemello e Russo, 2001), al fine di valutare la qualità ambientale dell'area costiera e realizzare una zonazione ottimale della riserva che tenga presenta sia gli aspetti socio-economici sia le peculiarità naturalistiche del territorio costiero nel suo complesso. Come supporto all'analisi multicriteriale sono stati utilizzati dati geografici e descrittivi georeferenziati in ambiente GIS.

Materiali e metodi - La metodica MaREP prevede una sequenza di tre coppie di procedure analitiche che consentono di individuare le Unità Ambientali (UA) più importanti e le Unità Bionomiche (UB) più utili per l'azione di protezione, attraverso il calcolo di determinati "Valori". Nell'area di studio le UA sono state definite in base alle informazioni geo-morfologiche ricavate dalla carta dei sistemi e sottosistemi di paesaggio del "Piano del Parco" del PNCVD. Invece, le UB sono state individuate dalla carta bionomica realizzata dal CoNISMa nell'ambito degli studi di fattibilità della futura AMP (Di Stefano e Russo, 2005). Di fatto, l'applicazione del MaREP richiede necessariamente non solo la conoscenza dello stato di fattori di diverso tipo (antropici, ambientali, socio-economici), ma anche la loro localizzazione geografica al fine di valutarne la distribuzione nello spazio. In linea con l'approccio olistico, lo stato del sistema costiero non è meramente desumibile dalla somma dei fattori che vi insistono, ma anche dalle relazioni spaziali che tra questi intercorrono. Attualmente i GIS sono lo strumento più adatto a gestire questo tipo di problematiche, fornendo un valido supporto per la gestione delle banche dati geografiche, l'analisi dei dati e la restituzione cartografica dei risultati. I dati propedeutici all'analisi multicriteriale, sono stati acquisiti in ambiente GIS con la creazione di un database PostgreSQL/PostGIS. Il database è stato progettato secondo uno schema logico in cui i dati sono stati raggruppati per tematica (dati costieri, vincoli di protezione, ecc). Successivamente, attraverso la sovrapposizione di diversi strati informativi (*overlay*), l'utilizzo di

interrogazioni spaziali e per attributi (*spatial query, query by attribute*) è stato possibile assegnare un punteggio ai criteri che concorrono al calcolo dei "Valori" previsti.

Risultati - Complessivamente sono state individuate 10 UA e 7 UB. L'analisi del Valore di Pregio (HREV) nell'ambito delle UA, ha assegnato il valore maggiore alla località di Licosa, seguita da Monte Tresino, mentre il valore più basso a Santa Maria. L'analisi del Valore naturalistico-scientifico-ricreativo (NSRV) nell'ambito delle UA, ha assegnato il valore maggiore alla località di Monte Tresino seguita da Licosa, anche in questo caso il valore più basso è risultato a Santa Maria. L'analisi del Valore di Pregio (HRBV) nell'ambito delle UB ha dato come risultato un valore maggiore per l'UB delle Grotte Semi-Oscure (GSO) e del Coralligeno (C). L'UB con il minor valore di pregio è risultata la biocenosi dei Fanghi Terrigeni Costieri (VTC). L'analisi del Valore di Sensibilità Ambientale (BSV), invece, ha dato come risultato, un valore di maggior sensibilità per l'UB delle praterie di *Posidonia oceanica* (HP) seguita dalla biocenosi del C. Anche in questo caso i VTC sono risultati con il punteggio più basso. L'incrocio delle informazioni delle UA con le UB ha permesso di calcolare il Valore Ecologico (ESEU) e il Valore di Sensitività (EVEU) di ciascuna unità ambientale. I risultati ottenuti danno un rango massimo alla località di Licosa, seguita da Ogliastro e poi da Monte Tresino. I ranghi più bassi sono risultati essere quelli delle UA che si susseguono dalla zona Lago alla spiaggia del Pozzillo. L'integrazione dei valori di HREV, NSRV, ESEU ed EVEU ha permesso di classificare e rappresentare le UA in una zonazione ottimale. Anche in seguito a queste analisi le UA di Licosa e Monte Tresino risultano le più idonee a diventare delle zone di riserva integrale (zona A); invece, la Baia del Sambuco e Ogliastro risultano idonee a diventare delle zone di riserva generale (zona B); infine, le zone centrali dell'area di studio, interessate dall'abitato di S. Maria di Castellabate, che hanno ottenuto i valori più bassi tra le UA, dovrebbero essere destinate a riserva generale (zona C).

Conclusioni – Il presente studio costituisce un avanzamento, mediante l'utilizzo delle tecniche GIS, di quanto proposto per la stessa area da Chemello e Russo (2001). Infatti, non solo i dati sono più nutriti ed aggiornati, per gli studi di fattibilità intanto eseguiti, ma ad essi è stato anche possibile associare l'informazione spaziale necessaria per le applicazioni GIS. Il risultato è una differente e più efficace valutazione delle UA e delle UB, che conducono ad una zonazione più coerente e precisa. Peraltro, l'intero lavoro è stato svolto con software *Free & Open Source*, che hanno permesso la realizzazione di un Sistema Informativo Geografico (GIS) col quale è possibile esplorare in modo semplice ed intuitivo l'intero database e creare ulteriori tematismi, risultanti da eventuali nuove analisi.

Bibliografia

CHEMELLO R., RUSSO G.F. (2001) - *MaREP (Marine Reserve Evaluation Procedures). Una metodica per la valutazione della qualità ambientale nelle aree marine protette.* Valtrend Editore, Pozzuoli (NA): 46 pp.

DI STEFANO F., RUSSO G.F. (2005) - Procedure per lo studio di fattibilità di un'area marina protetta: l'esempio di Santa Maria di Castellabate nel Cilento. In: de Filippo G. e Fulgione D. (eds), *Gestione della Fauna Selvatica e Conservazione della Biodiversità esperienze*. Edizioni T-scrivo, Roma: 29-36.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 80-81

F. Fava, L. Valisano*

Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali (C.I.R.S.A.), Università di Bologna
Via S. Alberto, 163 - 48100 Ravenna, Italia.
federica.fava@inwind.it
*Dip.Te.Ris., Università di Genova, Italia.

ANOMALIE CLIMATICHE NEL MAR LIGURE DURANTE L'ESTATE DEL 2003: STUDIO COMPARATIVO DI QUATTRO SPECIE DI GORGONIE

CLIMATIC ANOMALIES DURING SUMMER 2003 IN THE LIGURIAN SEA: A COMPARATIVE STUDY ON FOUR GORGONIAN SPECIES

Abstract *– The survival and growth rate of four common species of gorgonians in relation to the water temperature were monthly followed for one year (2003-2004) trough a field experiment on explants. During the studied period, Mediterranean experienced an important thermal anomaly characterized by warm waters (24 °C) reaching unusually 30 m depth. The most affected species was* Paramuricea clavata.

Key-words*: temperature anomalies, growth rate, survival,* Paramuricea, Eunicella.

Introduzione – Le gorgonie rappresentano una delle principali componenti della comunità bentonica del Mar Mediterraneo (Ballesteros, 2006). Gli episodi di mortalità massiva sono sempre stati considerati fenomeni abbastanza frequenti nell'ambiente marino con un ruolo ecologico ed evolutivo chiave nella conservazione della biodiversità (Boero, 1996; Harvell *et al*., 1999). Con il riscaldamento globale, questi episodi si sono intensificati sottoponendo gli ecosistemi marini bentonici a profondi cambiamenti strutturali e funzionali. Scopo del lavoro è stato quello di valutare l'effetto dello stress termico in quattro specie di gorgonie in termini di i) sopravvivenza, ii) tasso di crescita delle colonie, e iii) capacità di recupero al termine delle condizioni ambientali avverse.

Materiali e metodi – Quattro specie di gorgonie (*Paramuricea clavata*, *Eunicella cavolinii*, *E. singularis* e *E. verrucosa*) sono state studiate mediante trapianti posti in ambiente naturale. Quaranta trapianti per ciascuna specie sono stati posti su 4 supporti quadrati aventi ciascuno 10 posti per lato. Lo studio è stato condotto a Punta Faro nell'Area Marina Protetta di Portofino (44°17'54,54"N 9°13'0,823"E) dove questi quadrati sono stati posizionati nel febbraio del 2003 ad una profondità di 25 metri. Ciascuna colonia è stata monitorata mensilmente per un periodo di un anno (inverno 2003 - inverno 2004) tramite rilievi fotografici e misurata tramite analisi d'immagine (Image J). È stata valutata: 1) la percentuale di sopravvivenza mensile, calcolata come rapporto fra le colonie vive in un determinato mese e quelle inizialmente trapiantate, 2) il tasso di crescita relativo (%) mensile, misurato come crescita di ciascun ramo costituente la colonia. I dati di sopravvivenza e i tassi di crescita mensile delle specie sono stati analizzati tramite l'analisi della varianza con misure ripetute (RM-ANOVA) e con il test a posteriori SNK (Winer, 1971).

Risultati – L'analisi dell'andamento temporale ha permesso di evidenziare sia per la sopravvivenza che per il tasso di crescita differenze altamente significative in tutte quattro le specie analizzate (RM-ANOVA $P<0.01$).

Nonostante tutte le specie risultino sensibili, vi sono differenze interspecifiche significative per la sopravvivenza (RM-ANOVA $P<0.05$). In particolare la sopravvivenza di *Paramuricea clavata* è significativamente minore di quella delle specie di *Eunicella*

(RM-ANOVA P<0.05), mentre tra queste ultime non vi sono differenze. La sopravvivenza di *P. clavata* presenta tre bruschi cali: fra giugno e luglio, fra luglio e settembre e fra settembre e ottobre (SNK-Test: P<0,01). In *E. verrucosa* e *E. cavolinii* la sopravvivenza presenta lo stesso andamento con due periodi critici: fra luglio e settembre (SNK-Test: P<0,01) e fra settembre e ottobre (SNK-Test: P<0,05). Infine *E. singularis* presenta un solo periodo, settembre-ottobre, in cui si riscontra un calo significativo della sopravvivenza (SNK-Test: P<0,01). Tutte le specie presentano una drastica diminuzione dei tassi di crescita da giugno-luglio fino a settembre, assumendo valori negativi, e una ripresa nel periodo da ottobre a novembre. *P. clavata* raggiunge il tasso di crescita minore (–50% mese^{-1}) ma presenta anche il maggior incremento del tasso di crescita nel periodo di recupero.

Conclusioni – Numerosi fenomeni di mortalità massiva di gorgonie sono stati osservati nel Mediterraneo nord-occidentale negli ultimi decenni (Cerrano *et al*., 2000). L'anomalia termica registrata nell'estate del 2003 potrebbe essere la principale causa delle variazioni nella sopravvivenza e nella crescita delle colonie di gorgonie. Il periodo di maggiore sofferenza è risultato essere compreso fra luglio e ottobre in concomitanza con un aumento della temperatura lungo la colonna d'acqua di 3-5 °C. *Paramuricea clavata* è risultata la specie più sensibile, come osservato nel 1999 da Perez *et al*. (2000), ma anche quella con la maggior capacità di recupero. Tra le specie di *Eunicella*, *E. singularis* sembra essere quella più resistente ed un possibile ruolo delle zooxanthellae simbionti nell'ambito di questi fenomeni non è per ora da escludere.

Bibliografia

BALLESTEROS E. (2006) - Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, **44**: 123-195.

BOERO F. (1996) - Episodic events: Their relevance to ecology and evolution. *Mar. Ecol. P.S.Z.N.*, **17**: 237-250.

CERRANO C., BAVESTRELLO G., BIANCHI C.N., CATTANEO-VIETTI R., BAVA S., MORGANTI C., MORRI C., PICCO P., SARA G., SCHIAPARELLI S., SICCARDI A., SPONGA F. (2000) - A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (Northwestern Mediterranean), Summer 1999. *Ecol. Lett*., **3**: 284-293.

HARVELL C.D., KIM K., BURKHOLDER J.M., COLWELL R.R., EPSTEIN P.R., GRIMES D.J., HOFMANN E.E., LIPP E.K., OSTERHAUS ADME, OVERSTREET R.M., PORTER J.W., SMITH G.W., VASTA G.R. (1999) - Emerging marine diseases. Climate links and anthropogenic factors. *Science*, **285**: 1505-1510.

PEREZ T., GARRABOU J., SARTORETTO S., HARMELIN J.G., FRANCOUR P., VACELET J. (2000) - Mortalite massive d'invertebres marins : un evenement sans precedent en Mediterranee nord-occidentale. *C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la Vie*, **323**: 853-865.

WINER B.J. (1971) - *Statistical principles in experimental designs*. McGraw-Hill, Kogakusha, Tokyo: 907 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 82-83

M. Montefalcone, E. Giovannetti, R. Lasagna, V. Parravicini, C. Morri, G. Albertelli

Dipartimento per lo studio del Territorio e delle sue Risorse (Dip.Te.Ris.), Università di Genova, Corso Europa, 26 – 16132 Genova, Italia.
elisa.giovannetti@dipteris.unige.it

ANALISI DIACRONICA DELLA PRATERIA DI *POSIDONIA OCEANICA* NELL'AREA MARINA PROTETTA DI BERGEGGI

DIACHRONIC ANALYSIS OF A POSIDONIA OCEANICA *MEADOW IN THE MARINE PROTECTED AREA OF BERGEGGI*

Abstract *– A transect within the meadow of the seagrass* Posidonia oceanica *(L.) Delile in the Marine Protected Area of Bergeggi was surveyed in 1987, 1992 and 2004. The observed differences in cover were likely to depend on both the positioning method and the evolution over time of the meadow.*

Key-words: *temporal dynamics, seagrass,* Posidonia oceanica*, Marine Protected Areas, Ligurian Sea.*

Introduzione – I fondali marini di Bergeggi (SV), inseriti in un'Area Marina Protetta (AMP), comprendono una prateria di *Posidonia oceanica*. Monitorare l'evoluzione nel tempo di questo ecosistema prioritario è di fondamentale importanza ai fini gestionali. L'analisi diacronica si è già dimostrata uno strumento efficace per la valutazione delle dinamiche temporali delle fanerogame marine (Barsanti *et al*., 2006 e bibliografia ivi citata). In questo studio i dati raccolti in tre differenti periodi sulla prateria di *P. oceanica* di Bergeggi sono confrontati al fine di valutare i cambiamenti avvenuti negli ultimi 20 anni.

Materiali e metodi – All'interno dei limiti dell'AMP di Bergeggi è stato effettuato, nel 2004, un transetto di profondità (600 m) lungo il quale sono state registrate in immersione subacquea la presenza e le estensioni lineari dei seguenti paesaggi: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Caulerpa racemosa*, matte morta, sabbia e roccia. La posizione di inizio e fine transetto è stata rilevata con un GPS e la direzione mantenuta con bussola. Simili transetti erano stati descritti nello stesso sito nel 1987 (Vetere e Pessani, 1989) e nel 1992 (Sandulli *et al.*, 1994).

Risultati – L'analisi diacronica non ha evidenziato differenze sostanziali tra i dati del 1987, 1992 e 2004 per quanto riguarda le profondità del limite superiore e del limite inferiore; esistono invece delle differenze per quanto riguarda le estensioni lineari dei vari paesaggi (Fig. 1). Nel 1987, infatti, i paesaggi dominanti sono *P. oceanica* viva e matte morta, mentre nel 1992 il paesaggio fortemente dominante è *P. oceanica* viva. Nella descrizione del 1992, la roccia tende a scomparire e la matte morta si riduce di oltre il 25 % in soli 5 anni. Tra il 1992 ed il 2004 è stato osservato un incremento della matte morta a discapito di *P. oceanica* e di *C. nodosa*. *C. racemosa*, mai osservata negli anni precedenti, compare nel 2004 con una estensione pari alla metà di quella di *P. oceanica.*

Conclusioni – Le differenze emerse tra il 1987 ed il 1992, cioè la scomparsa pressoché totale sia di matte morta sia di roccia, appaiono inverosimili e possono essere prevalentemente spiegate da errori nel posizionamento del transetto, effettuato tramite mire a terra prese da rilevatori differenti nei due anni.

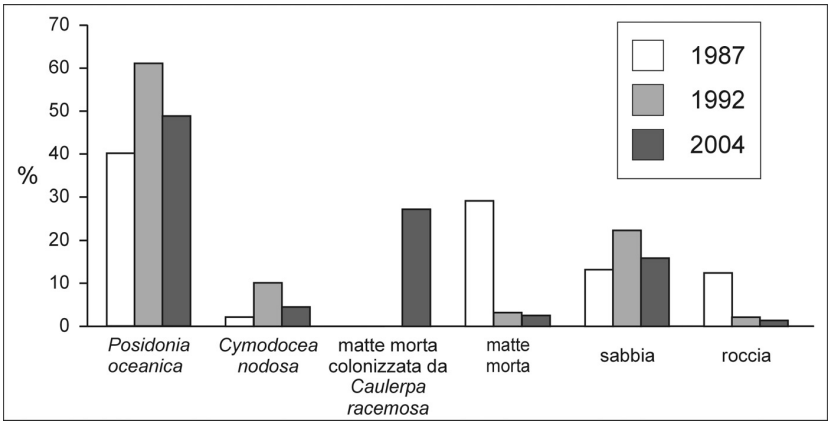


Fig. 1 - Estensione lineare dei paesaggi (% sulla lunghezza dell'intero transetto) nella prateria di Bergeggi nel 1987, 1992, 2004.

Linear extension of each landscape (% of the total length of the transect) in the Bergeggi meadow in 1987, 1992, 2004.

La presenza nel 2004 di uno dei ricercatori che aveva partecipato ai rilievi del 1992 dovrebbe invece aver permesso di ridurre al minimo l'errore legato al posizionamento del transetto. La diminuzione di *P. oceanica* viva e l'aumento di matte morta riscontrate tra il 1992 ed il 2004 possono essere pertanto imputate ad una regressione subita dalla prateria in questi dodici anni. La matte morta è stata colonizzata dall'alga verde invasiva *C. racemosa*, che difficilmente permetterà il reinsediamento di *P. oceanica* (Montefalcone *et al*., 2007). L'insieme di questi risultati, se da un lato conferma l'efficacia dell'analisi diacronica per seguire l'evoluzione nel tempo delle praterie marine (Barsanti *et al*., 2006), dall'altro mette in guardia sulla difficoltà di utilizzare dati rilevati con tecniche di posizionamento che non danno una risposta univoca. Il posizionamento tramite GPS effettuato nel 2004 dovrebbe consentire, nei monitoraggi futuri, di mettere in evidenza solo quelle differenze che riflettono reali cambiamenti nell'ecosistema.

Bibliografia

BARSANTI M., DELBONO I., FERRETTI O., PEIRANO A., BIANCHI C.N., MORRI C. (2006) - Measuring change of Mediterranean coastal biodiversity: diachronic mapping of the meadow of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the Gulf of Tigullio (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Hydrobiologia*, DOI 10.1007/s10750-006-0467-7.

MONTEFALCONE M., ALBERTELLI G., MORRI C., BIANCHI C.N. (2007) - Urban seagrass: status of *Posidonia oceanica* facing the Genoa city waterfront (Italy) and implications for management. *Mar. Poll. Bull.*, **54**: 206-213.

SANDULLI R., BIANCHI C.N., COCITO S., MORGIGNI M., SGORBINI S., SILVESTRI C., MORRI C., PEIRANO A. (1994) - Status of some *Posidonia oceanica* meadows on the Ligurian coast influenced by the "Haven" oil spill. In: Albertelli G., Cattaneo-Vietti R., Piccazzo M. (eds), *Atti del 10° Congresso dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia*, AIOL, Genova: 277-286.

VETERE M., PESSANI D. (1989) - Morfologia e fruttificazione della prateria di *Posidonia oceanica* di Bergeggi (Liguria). *Oebalia*, **15** (1): 351-354.

Ricerca in parte svolta nell'ambito di un contratto con il Comune di Bergeggi.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 84-85

M. Renzi, V. Mastascusa, G.F. Russo

Dipartimento di Scienze per l'Ambiente (DiSAm), Università degli studi di Napoli 'Parthenope',
Via de Gasperi, 5 – 80133 Napoli, Italia.
maenarenzi@tiscali.it

APPLICAZIONE DEGLI INDICI BIOTICI *AMBI* E *BENTIX* ALLA MALACOFAUNA DI FONDO MOLLE PER LA VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ AMBIENTALE DEL LITORALE DI AGROPOLI (GOLFO DI SALERNO, MAR TIRRENO)

IMPLEMENTATION OF AMBI E BENTIX BIOTIC INDEXES ON SOFT BOTTOM MOLLUSCS ASSEMBLAGES TO EVALUATE THE ENVIRONMENTAL QUALITY ALONG AGROPOLI COAST (GULF OF SALERNO, TYRRHENIAN SEA)

Abstract *– Two biotic indexes, AMBI e BENTIX, were implemented and compared in the analysis of soft bottom molluscs assemblages, in order to evaluate the status of ecological quality along the coast of Agropoli. The BENTIX index is more effective in reveal differences among stations, according to results of descriptive and structural analysis.*

Key-words: *Molluscs assemblages, AMBI, BENTIX, Status of ecological quality.*

Introduzione – In conformità ai principi e alle linee guida della Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE), la comunità scientifica ha proposto diversi indici biotici per la valutazione della qualità ecologica degli ecosistemi acquatici. Questo studio si propone di confrontare e di testare l'applicabilità e l'efficacia degli indici AMBI (Borja *et al.,* 2000) e BENTIX (Simboura e Zenetos, 2002) su popolamenti macrobentonici di fondo molle in un'area marina destinata alla protezione. In particolare, gli indici sono stati impiegati per valutare lo stato ecologico del litorale di Agropoli, comune del Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano, attraverso la caratterizzazione del popolamento a molluschi, efficace indicatore della struttura dell'intera comunità macrobentonica (Gambi *et al.*, 1982).

Materiali e metodi – I campioni di macrobenthos sono stati prelevati nell'estate 2005 su un fondale di sabbia fine, alle profondità di 3, 6 e 8 m, lungo cinque transetti costa-largo, per un totale di 15 stazioni.. Per il prelievo dei campioni è stata utilizzata una sorbona che aspirava il sedimento in una cornice di dimensioni 50×50×20 cm. Il popolamento a molluschi è stato identificato a livello di specie ed i dati sono stati analizzati con tecniche di analisi descrittiva e multivariata (classificazione, nMDS). Sono stati altresì calcolati gli indici AMBI e BENTIX, assegnando ad ogni specie un punteggio di sensibilità/tolleranza all'inquinamento organico, sulla base dei valori proposti dagli stessi autori degli indici. Alle specie per le quali non è stato possibile reperire un valore di sensibilità in bibliografia, è stato assegnato un punteggio basato sulle caratteristiche bio-ecologiche note in letteratura.

Risultati – Complessivamente sono stati campionati 2031 individui di molluschi appartenenti a 52 specie e 31 famiglie, con una netta dominanza del gruppo dei Bivalvi (1866 individui). Il numero maggiore di specie e di individui (26, 383) si riscontra nella stazione intermedia del transetto 8, mentre il minor numero (9, 26) si osserva nella stazione più superficiale del transetto 3. La diversità specifica (indice di Shannon) mostra in genere i valori più bassi nelle stazioni superficiali e quelli più elevati (maggiori di 3) nelle stazioni intermedie e profonde, mentre l'equitabilità (indice di

Pielou) ha valori simili in tutte le stazioni. In tutti i transetti si osserva una dominanza qualitativa e quantitativa di specie depositivore in particolare di Tellinidi nelle stazioni profonde e di Lucinidi in quelle intermedie. Nella stazione superficiale del transetto 3, invece, dominano i sospensivori della famiglia dei Donacidi. L'analisi multivariata, similmente, evidenzia che la stazione superficiale e intermedia del transetto 3 possiedono una struttura del popolamento a molluschi nettamente differente da quella degli altri siti campionati. In tutte le stazioni l'indice AMBI assume un valore compreso tra 0 e 0.3, rivelando una condizione positiva dello stato di salute dell'intera area di studio, da attribuire al gran numero di specie classificate come "sensibili" ed "indifferenti". Il BENTIX, al contrario, rileva un livello di qualità meno buono e, in alcuni casi, addirittura "sufficiente". La maggiore differenza si osserva in una stazione superficiale del transetto 3. L'indice BENTIX, inoltre, rispetto all'AMBI, evidenzia che le stazioni intermedie mostrano stato ecologico migliore di quelle superficiali e profonde. Le differenze nei valori assunti dagli indici sono da attribuirsi ai differenti punteggi di sensibilità assegnati ad alcune delle specie più abbondanti del popolamento a molluschi: ad esempio *Loripes lacteus* e *Lucinella divaricata* sono considerate sensibili per Borja *et al*. (2000) (AMBI) e opportuniste per Simboura e Zenetos (2002) (BENTIX). In generale i punteggi assegnati da Borja sono più 'ottimistici' nella valutazione della qualità ambientale complessiva. I due indici, inoltre, raggruppano le specie considerando un numero differente di categorie: per l'AMBI sono utilizzate cinque categorie ecologiche, mentre per il BENTIX sono riconosciute solo tre categorie. L'AMBI, d'altra parte, è stato formulato in funzione delle comunità bentoniche presenti negli estuari europei e nei sistemi costieri compresi tra il Mare del Nord ed il Mediterraneo; il BENTIX, invece, è stato formulato ed applicato ai popolamenti della Grecia e del Mediterraneo occidentale e, quindi, sembra più coerente ed efficace nel descrivere lo stato della comunità a molluschi del litorale di Agropoli.

Conclusioni - L'analisi del popolamento a molluschi sui fondali antistanti il litorale di Agropoli ha fornito importanti indicazioni sulla stato dell'ecosistema costiero, che appare essere per lo più caratterizzato da scarse condizioni di idrodinamismo e, quindi, da un arricchimento in sostanza organica del sedimento che favorisce la dominanza di specie depositivore. Gli indici AMBI e BENTIX rivelano nel complesso una buona qualità ambientale del litorale sommerso. Il BENTIX, tuttavia, sembra essere un descrittore più efficace dello stato ecologico, sia perché mostra valori più conformi ai risultati dell'analisi descrittiva sia perché discrimina meglio le differenze tra i siti campionati.

Bibliografia

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. Pollut. Bull.*, **40** (12): 1100-1114.

GAMBI M.C., FRESI E., GIANGRANDE A. (1982) - Descrittori efficaci di comunità bentoniche. *Naturalista Sicil*., SIV, **6** (Suppl.) 3: 489-497.

SIMBOURA N., ZENETOS A. (2002) - Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science*, **3/2**: 77-111.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 86-87

A. Rovere, V. Parravicini, M. Firpo, C. Morri, G. Albertelli, C.N. Bianchi

Dipartimento per lo studio del Territorio e delle sue Risorse (Dip.Te.Ris.), Università di Genova, Corso Europa, 26 – 16132 Genova, Italia.
alessiorovere@hotmail.com

EMERGENZE NATURALISTICHE DELL'AREA MARINA PROTETTA DI BERGEGGI (SV): INTEGRAZIONE DI ASPETTI BIOLOGICI, ECOLOGICI E GEOMORFOLOGICI

NATURE EMERGENCIES IN THE MARINE PROTECTED AREA OF BERGEGGI (LIGURIAN SEA): INTEGRATING BIOLOGICAL, ECOLOGICAL AND GEOMORPHOLOGICAL ASPECTS

Abstract *– Nature emergencies are considered those species, habitats and geomorphologies of conservation interest. While biological (species) and ecological (habitats) emergencies are expressly indicated in international conventions and national laws, geomorphological emergencies can only be defined by reference to the scientific literature. In the Marine Protected Area (MPA) of Bergeggi, 27 biological, 3 ecological, and 11 geomorphological emergencies have been identified. Including geomorphology allows a more comprehensive evaluation of the natural capital for MPA management.*

Key-words*: Marine Protected Area, nature emergencies, ecotypology, biogeomorphology, Ligurian Sea.*

Introduzione – La Legge Quadro n. 394 del 6 dicembre 1991 elenca tra le finalità delle aree protette "la conservazione di specie animali e vegetali, di associazioni …, di singolarità geologiche …". L'espressione "emergenze naturalistiche" viene comunemente utilizzata per indicare le specie, gli habitat e le geomorfologie di maggiore rilevanza conservazionistica, a causa della loro rarità, fragilità, rappresentatività o peculiarità. Il concetto di "emergenza", tuttavia, è prevalentemente intuitivo e raramente è definito in maniera formale. Bianchi e Morri (2006) definiscono emergenze biologiche ed emergenze ecologiche rispettivamente le specie e gli habitat la cui protezione è espressamente prevista da convenzioni internazionali o direttive comunitarie recepite dalla legge italiana. Per quanto riguarda invece le emergenze geomorfologiche, non esistono allo stato attuale normative di legge ma è possibile far riferimento a pubblicazioni scientifiche (ad es., Orrù *et al*., 2005, e bibliografia citata).

Il presente lavoro si basa sull'individuazione e censimento delle emergenze biologiche, ecologiche e geomorfologiche dell'istituenda Area Marina Protetta (AMP) "Isola di Bergeggi", ai fini della loro integrazione per una più completa valutazione del capitale naturale oggetto di protezione.

Materiali e metodi - Tra l'estate del 2004 e la primavera del 2005 sono stati effettuati rilevamenti bionomici e geomorfologici subacquei nel tratto marino antistante il Comune di Bergeggi e comprendente i fondali inclusi nell'AMP. Sono state censite le specie per le quali la legge italiana impone misure di protezione rigorosa (allegati I e II della Convenzione di Berna, L 503/1981; allegati II e IV della Direttiva Habitat, DPR 357/1997; allegato II della Convenzione di Barcellona, L. 175/1999), di gestione (allegato III della Convenzione di Berna, L 503/1981; allegato V della Direttiva Habitat, DPR 357/1997; allegato III della Convenzione di Barcellona, L. 175/1999) o semplicemente di limitazione del commercio (Convenzione di Washington, L. 150/1992); similmente, è stata mappata la distribuzione degli habitat protetti (allegato I della Direttiva Habitat, DPR 357/1997). Dal punto di vista geomorfologico, infine, sono stati individuati depositi e forme significative per il loro valore didattico o scientifico.

Risultati - Sono state censite 14 specie che necessitano di protezione rigorosa (*Axinella cannabina*, *A. polypoides*, *Corallium rubrum*, *Cymodocea nodosa*, *Cystoseira*

amentacea, *C. zosteroides*, *Hippocampus ramulosus*, *Lithophaga lithophaga*, *Lithophyllum byssoides*, *Luria lurida*, *Petrobiona massiliana*, *Pinna nobilis*, *Posidonia oceanica* e *Sarcotragus foetidus*), 8 specie il cui sfruttamento richiede misure di gestione (*Epinephelus marginatus*, *Homarus gammarus*, *Palinurus elephas*, *Paracentrotus lividus*, *Scyllarus arctus*, *Spongia agaricina*, *S. officinalis* e *Sciaena umbra*) e 5 specie delle quali sono vietati il trasporto ed il commercio (*Cladocora caespitosa*, *Caryophyllia smithii*, *Leptopsammia pruvoti*, *Madracis pharensis* e *Polycyathus muellerae*), per un totale di 27 specie. Sono stati inoltre mappati i 3 habitat protetti "scogliere", "grotte marine sommerse o semisommerse" e "praterie di posidonie", quest'ultimo prioritario**.** Infine, dal punto di vista geomorfologico sono stati individuati 12 temi: 3 depositi (accumuli di frana, paleospiagge sommerse e paleospiagge sommerse insabbiate) e 9 forme (alti morfologici, avvallamenti, scalanature parietali interne a grotte sommerse, marmitte di erosione, orli esterni di terrazzo d'abrasione, margini interni di terrazzo d'abrasione, solchi di battente, solchi di erosione al piede, ripple-marks).

Conclusioni – Nell'area studiata, i tre tipi di emergenze naturalistiche (biologiche, ecologiche e geomorfologiche) mostrano una distribuzione in gran parte sovrapponibile. La presenza di morfologie significative, molte delle quali testimoniano le variazioni quaternarie del livello marino (Lambeck *et al.*, 2004), coincide con quella di habitat protetti: l'esempio più eclatante riguarda senz'altro le grotte sommerse, ma simili considerazioni possono essere estese alle secche coralligene (impostate su alti morfologici) e alle praterie di posidonie (che si estendono essenzialmente su terrazzi d'abrasione). Questo lavoro rappresenta il primo tentativo di integrare l'inventario delle specie e degli habitat protetti dalla normativa vigente con quello delle caratteristiche geomorfologiche. Aggiungere il valore geologico a quelli biologici ed ecologici, più comunemente utilizzati, appare importante per una valutazione più completa del capitale naturale: approcci come quello ormai consolidato delle ecotipologie (Bianchi e Zurlini, 1984) o come la simile tendenza attuale verso la biogeomorfologia (Stallins, 2006) costituiscono strumenti basilari per la gestione delle AMP e, più in generale, della fascia costiera.

Ringraziamenti - F. Zanini (Tech Diving Savona Srl) ha fornito supporto logistico ai rilevamenti subacquei.

Bibliografia

BIANCHI C.N., MORRI C. (2006) - Relazione finale sulla cartografia tematica: carte territoriali marine dell'Area Marina Protetta di Tavolara Punta Coda Cavallo. Dip.Te.Ris., Università degli Studi di Genova: 180 pp.

BIANCHI C.N., ZURLINI G. (1984) - Criteri e prospettive di una classificazione ecotipologica dei sistemi marini costieri italiani. *Acqua e Aria*, **8**: 785-796.

LAMBECK K., ANTONIOLI F., PURCELL A., SILENZI S. (2004) - Sea-level changes along the Italian coast for the past 10,000 years. *Quaternary Science Reviews*, **23**: 1567-1598.

ORRÙ P., PANIZZA V., ULZEGA A. (2005) - Submerged geomorphosites in the marine protected areas of Sardinia (Italy): assessment and improvement. *Il Quaternario*, **18** (1): 167-174.

STALLINS J.A. (2006) - Geomorphology and ecology: unifying themes for complex systems in biogeomorphology. *Geomorphology*, **77**: 207-216.

Lavoro in parte svolto nell'ambito di un contratto di ricerca con il Comune di Bergeggi.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 88-89

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

ICRAM, Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologia Applicata al Mare,
Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.
l.tunesi@icram.org

AREE MARINE PROTETTE: LA RICERCA A SUPPORTO DELLA ZONAZIONE

MARINE PROTECTED AREAS: THE RESEARCH TO SUPPORT THE ZONING

Abstract *– A correct Marine Protected Areas zoning procedure needs the planning of research activities specifically devoted to collect data relevant to support this process. This paper presents the approach identified by ICRAM, based on the collection of data useful to map species and habitat vulnerability, so as human uses.*

Key-words: *marine parks, planning, mapping.*

Introduzione – Le finalità istitutive delle aree marine protette (AMP) italiane sono la conservazione ambientale e l'uso sostenibile delle risorse marine e costiere. La zonazione è il primo strumento di pianificazione spaziale e di gestione delle AMP (Day, 2002). Pertanto gli studi a suo supporto devono consentire la raccolta di informazioni georeferite sulle aree di maggiore valenza naturalistica e, al loro interno, sulla distribuzione di specie ed habitat vulnerabili alle attività antropiche. Il presente lavoro descrive i criteri elaborati dall'ICRAM e le principali categorie di informazioni necessarie a costruire carte conoscitive a supporto della redazione di proposte di zonazione e regolamentazione dell'uso delle risorse in grado di rispondere agli obiettivi istitutivi delle AMP italiane. L'approccio descritto, concepito nell'ambito della progettazione dell'AMP di *Rdum Majjiesa - Ras Raheb Cave*, a Malta (ICRAM, 2003), è stato in seguito affinato con un progetto finanziato dal MATTM (ICRAM, 2005).

Materiali e metodi – La selezione delle informazioni rilevanti è stata definita considerando due aspetti prioritari per le AMP: l'obiettivo primario di conservazione delle risorse marine e di specie ed habitat meritevoli di tutela; la regolamentazione basata sulla limitazione di accesso e di prelievo. Inoltre, è stata considerata la necessità di disporre di dati georeferenziati che analizzati mediante l'applicazione di Sistemi Informativi Georeferenziati (GIS) (Villa *et al*., 2002), possono consentire la definizione di una corretta zonazione. Su questi presupposti sono state identificate le cartografie di sintesi delle informazioni della vulnerabilità delle risorse ambientali e degli usi antropici necessarie a valutare l'affinità dei siti ai livelli di zonazione previsti dall'attuale legislazione nazionale (A, B, C, D).

Risultati – L'analisi condotta ha portato all'identificazione di quattro carte di sintesi, in grado di riunire le informazioni georeferite per categorie omogenee e quindi più funzionali alla redazione di una proposta di zonazione: *vulnerabilità all'accesso* - aree che presentano specie o popolamenti molto sensibili e che rischiano di essere influenzati negativamente anche dalla sola presenza umana; *vulnerabilità al prelievo* - aree che ospitano specie o popolamenti che possono essere influenzati negativamente dalle attività di prelievo; *uso consumativo* - aree in cui si svolgono attività di prelievo delle risorse; *uso non consumativo* - aree utilizzate per attività di fruizione che non implicano prelievo di risorse.

Ogni carta di sintesi è realizzata mediante l'analisi di specifiche cartografie tematiche. Le carte di vulnerabilità all'accesso e al prelievo sono costruite mediante un pro-

cesso di somma dei valori di tutte le carte tematiche realizzate per descrivere la distribuzione e la vulnerabilità alle due diverse categorie di attività di specie ed habitat inclusi nelle direttive comunitarie e nelle convenzioni internazionali come "meritevoli di protezione". La redazione di questi elaborati richiede la conduzione di studi cartografici relativi alle seguenti tematiche: geologia/geomorfologia, biocenosi bentoniche, fauna ittica, specie marine protette. Le carte di *uso consumativo* e di *uso non consumativo* sono, a loro volta, realizzate sommando le cartografie di ciascuna attività antropica, classificata in funzione del tipo di utilizzo della risorsa ambientale, distinguendo il prelievo dalla fruizione. La raccolta dei dati georeferenziati essenziali a descrivere l'*uso consumativo* riguarda principalmente la pesca artigianale e tradizionale. Invece lo studio dell'*uso non consumativo* prevede principalmente l'analisi cartografica dei dati relativi a subacquea ricreativa, diporto e balneazione.

Conclusioni – L'approccio individuato consente di focalizzare la pianificazione degli studi conoscitivi sulla raccolta delle informazioni indispensabili alla progettazione di AMP in grado di consentire il raggiungimento degli obiettivi di conservazione e di sviluppo sostenibile dell'area. La cartografia della distribuzione di habitat e specie protette incluse negli strumenti normativi internazionali consente di individuare le aree che necessitano di specifica protezione. In particolare la carta della vulnerabilità all'accesso (Tunesi *et al.*, 2006) è indispensabile per identificare le aree che ospitano specie o popolamenti vulnerabili anche alla sola presenza umana, e che quindi necessitano del maggior tutela (zona A). L'elaborazione GIS delle informazioni quali-quantitative raccolte consentono di predisporre prodotti cartografici chiari, comprensibili ed argomentabili (Tunesi *et al.*, 2005).

Bibliografia

DAY J.C. (2002) - Zoning-lessons from the Great Barrier Reef Marine Park. *Ocean Coast. Manag.,* **45**: 139-156.

ICRAM (2003) – *Zoning proposal for Marine Protected Area from Rdum Majjiesa to Ras Raheb Cave*. Regional Project for the Development of Coastal protected Areas in the Mediterranean Region (MedMPA), financed by UE and coordinated by RAC/SPA UNEP, Tunisi: 60 pp.

ICRAM (2005) - *Progetto GAMP. Approccio metodologico per la pianificazione e la conduzione di studi conoscitivi e progettuali di supporto alla zonazione delle AMP italiane e di future revisioni di zonazioni già in atto. Relazione Finale*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Direzione Protezione della Natura, Roma: 106 pp.

TUNESI L., AGNESI A., CLÒ S., DI NORA T., MO G. (2006) - La vulnerabilità delle specie ai fini della conservazione. *Biol. Mar Medit*., **13** (1): 446-455.

TUNESI L., AGNESI S., DI NORA T., MO G. (2005) - A GIS - Based Decision-Support Tool for Zoning Italian Marine Protected Areas. *First International Marine Protected Areas Congress* Geelong, Australia, oral paper 157. www.impacongress.org.

VILLA F., TUNESI L., AGARDY T. (2002) - Zoning marine protected areas trough spatial multiple-criteria analysis: the case of the Asinara Island national marine reserve of Italy. *Cons. Biol.*, **16** (2): 515-526.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 92-93

M. Abbate, M. Biso, A. Bordone, G. Cerrati, S. Cocito, R. Cupido, V. Difesca, A. Di Maggio*, F. Giardina*, C. Lombardi, A. Peirano, S. Sgorbini

ENEA Centro Ricerche Ambiente Marino, C.P. 224 - 19100 La Spezia, Italia.
marinella.abbate@santateresa.enea.it
*Area Marina Protetta "Isole Pelagie", Via Roma, 36 – 92010 Lampedusa (AG), Italia.

PRIMI RISULTATI DI UNA INDAGINE AMBIENTALE NELL'AMP 'ISOLE PELAGIE'

ENVIRONMENTAL MONITORING IN THE MPA 'ISOLE PELAGIE': FIRST RESULTS

Abstract - *On June 2006 a first survey at the 'Isole Pelagie' MPA (Southern Mediterranean Sea) has been carried out. First results on water column physical parameters, nutrients, clorophyll 'a, phytoplankton, benthic communities (*Posidonia oceanica*) and carbonate bioconstructors are presented.*

Key-words: *AMP, Southern Mediterranean Sea, hydrobiology,* Posidonia oceanica*, bioconstructors.*

Introduzione – Nell'ambito dell'Accordo Quadro tra AMP "Isole Pelagie" ed ENEA è stata effettuata una prima campagna di rilevamento attorno a Lampedusa, Linosa e Lampione per valutare le caratteristiche di qualità delle acque e indagare la presenza di organismi e comunità biologiche (*Posidonia oceanica* e organismi biocostruttori) che assumono il ruolo di bioindicatori sia nell'ambito della qualità delle acque che nel contesto della risposta al cambiamento climatico.

Materiali e metodi – Nel corso delle indagini svolte in giugno 2006 sono state effettuate misure e campionamenti attorno all'Isola di Lampedusa in 12 transetti perpendicolari alla costa, di tre stazioni ciascuno. In ogni stazione sono stati misurati mediante Sonda CTD SBE-19 i parametri di temperatura, conducibilità, fluorescenza, ossigeno e pH. Inoltre, sono stati prelevati campioni di acqua di mare con bottiglia Go-flo a tre profondità (20, 40, 60 m) per la determinazione del contenuto di nutrienti (nitrati, fosfati inorganici, silicati disciolti, azoto e fosforo totale) e di clorofilla. Nella stazione più al largo di ogni transetto sono state effettuate retinate verticali per la determinazione quali-quantitativa del fitoplancton, con retino da 35 cm di diametro e maglie da 20 μm. Ulteriori 12 rilievi CTD sono stati poi condotti attorno all'isola di Linosa, di Lampione e lungo un transetto Lampedusa-Lampione. La quantificazione dei nutrienti è stata eseguita per via colorimetrica utilizzando un AutoAnalyzer. La determinazione dei pigmenti clorofilliani è stata eseguita per via spettrofotometrica, mentre l'analisi quali-quantitativa del fitoplancton è stata eseguita secondo il metodo Untermöhl.

Per quanto riguarda le praterie di *Posidonia oceanica* più superficiali, dopo una prima verifica eseguita sulla base della cartografia disponibile (Ministero Marina Mercantile, 1990-1993), sono state campionate 4 stazioni con diversa esposizione (Cala Pisana, Punta Muro Vecchio, Cala Galera, Scoglio Affiorante) comprese tra 8 e 14 m di profondità. Sono state eseguite misure di densità dei fasci in 12 quadrati di 25 cm di lato, stima visuale della copertura e raccolta di almeno 20 fasci di *P. oceanica* per le determinazioni fenologiche e le analisi lepidocronologiche

Le indagini sulla presenza e sulle caratteristiche dei biocostruttori sono state effettuate in immersione con autorespiratore tramite rilevamenti visivi e fotografici nell'infralitorale e nel circalitorale roccioso lungo transetti perpendicolari alla linea di costa in 8 località attorno all'Isola di Lampedusa. Insieme alle stime di frequenza e ricoprimento effettuate in repliche di aree standard (25×25 cm) a diverse batimetrie,

sono stati raccolti campioni dei principali organismi biocostruttori per la successiva identificazione tassonomica.

Risultati e conclusioni - In tutta l'area marina le concentrazioni di nutrienti misurate sono pressoché omogenee con valori medi di 0.16 μmoli l^{-1} per i nitrati, 0.117 μmoli l^{-1} per i fosfati e di 0.69 μmoli l^{-1} per i silicati. Solamente nelle acque antistanti Cala Madonna e Bocca del Granchio a 20 metri di profondità sono stati evidenziati livelli di nitrati e di silicati leggermente maggiori; rispettivamente 0.60 μmoli N-NO3 l^{-1} e 1.09 μmoli Si-SiO2 l^{-1} nel primo sito e 0.48 μmoli N-NO3 l^{-1} e 0.87 μmoli Si-SiO2 l^{-1} nel secondo. Anche le concentrazioni di clorofilla "a" sono risultate molto basse con quantità che raramente hanno superato 0.30 μg l^{-1}. Per quanto riguarda il fitoplancton si è osservata una generale omogeneità di ricchezza in specie (mediamente circa 90 specie) di dimensioni superiori ai 15-20 micron. Dal punto di vista quantitativo, pur tenendo conto dei limiti del conteggio di un campione derivato da una retinata, risulta evidente la povertà di micro-fitoplancton. Dal confronto con i dati di clorofilla inoltre si può ragionevolmente ritenere che le cellule vegetali siano presenti prevalentemente negli strati più profondi, sotto i 40 metri. Le acque marine limitrofe l'isola Lampedusa sono risultate decisamente oligotrofiche (AA.VV., 2006), caratteristiche tipiche di aree mediterranee a basso impatto antropico e di elevata qualità.

Le indagini su *Posidonia oceanica* hanno evidenziato come la zonazione delle praterie superficiali sia rimasta invariata dalla prima mappatura e come le praterie con impianto su roccia siano prevalenti. L'analisi dei parametri più significativi ha mostrato come la prateria su sabbia di Cala Pisana sia caratterizzata da una densità anomala (134,8 fasci m^{-2}) probabilmente legata ad impatti antropici (impianto di dissalazione e/o ormeggi). La prateria su roccia di Muro Vecchio risulta molto frammentata (stima visuale di ricoprimento = 6%) e più esposta alle mareggiate (coeff A = 22,1%). La prateria con i più alti valori di L.A.I. in assoluto è risultata quella di Scoglio Affiorante, con impianto su roccia (L.A.I.=24,2 m^2 m^{-2}). La prateria su sabbia di Cala Galera ha mostrato i rizomi più longevi, con un massimo di 34 anni.

Tra le specie cospicue di biocostruttori sono risultate abbondanti le alghe corallinacee *Corallina elongata* Ellis e Solander (1786) e *Lithophyllum stictaeforme* (Areshoug) Hauck (1878), i coralli *Cladocora caespitosa* (Linnaeus, 1767), *Astroides calycularis* (Pallas, 1766), *Balanophyllia europea* (Risso, 1862), *Madracis pharensis* (Heller, 1868), il vermetide *Dedropoma petraeum* (Monterosato, 1884), i briozoi *Schizobrachiella sanguinea* (Norman, 1868), *Schizoporella errata* (Waters, 1878), *Calpensia nobilis* (Esper, 1796), *Myriapora truncata* (Pallas, 1766). Come evidenziato in studi precedenti (Ministero Marina Mercantile, 1990-1993), nel circalitorale di Lampedusa manca un coralligeno ben strutturato.

Bibliografia

AA.VV. (2006) - Indagine ambientale nell'Area Marina Protetta "Isole Pelagie". Relazione preliminare, ENEA, La Spezia: 42 pp.

MINISTERO DELLA MARINA MERCANTILE (1990-1993) - Convenzione su: Riserva Marina "Isole Pelagie, Università di Catania.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 94-95

L. Alcaro, E. Amato, S. Agnesi, T. Chieruzzi, C. Farchi, P. Giordano, M. Matiddi, M. Penna, V. Sammarini

Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e Tecnologica Applicata al Mare (ICRAM),
Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.
l.alcaro@icram.org

RELITTI NEL SANTUARIO DEI CETACEI: VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE

SHIPWREKS IN THE CETACEAN SANCTUARY: EVALUATION OF THE ENVIRONMENTAL RISK

Abstract - *Any incident at sea that encompasses the loss of a ship causes pollution. Disregarding the nature of goods transported at the time of the wreckage, the wreck itself releases toxic compounds to the surrounding environment. Numerous shipwrecks lie on the seafloor of the Mediterranean Sea, some might further threaten the environment in the near future. In the Western Mediterranean Sea, where the International Cetacean Sanctuary was established in the 2001, many shipwrecks are charted, among them the VLCC HAVEN one, which still contain residues of the bunker and of hazardous and noxious cargoes. The aim of the European Commission co-founded DEEPP project is to provide national administrations with guidelines and criteria to face the environmental threats arising from the corrosion of these wrecks.*

Key-words: *shipwrecks, Pelagos, pollution, risk assessment.*

Introduzione - Qualsiasi incidente che causi l'affondamento di una nave determina inquinamento. Il combustibile, gli oli lubrificanti e le pitture *antifouling* sono esempi di composti tossici rilasciati da un relitto che inquinano l'ambiente circostante. Nell'ultimo decennio in particolare sono stati registrati nelle acque di tutto il mondo rilasci di combustibile da relitti determinati dalla corrosione dei serbatoi e/o delle cisterne (Michel *et al.*, 2005; SPREP, 2002). Sui fondali del Mediterraneo giacciono numerosi relitti che potrebbero seguire questo destino (REMPEC, 2004). Il presente lavoro vuole illustrare i principali risultati del programma di ricerca, cofinanziato dalla Commissione Europea, denominato DE.E.P.P. (DEvelopment of European Guidelines for Potentially Polluting Shipwrecks). L'ICRAM, in collaborazione con il CEDRE (CEntre de Documentation, de Recherche et d'Experimentations sur les pollutions accidentelles des eaux, Brest) propone una metodologia adeguata a realizzare una banca dati dei relitti "potenzialmente pericolosi", classificati in base al rischio ambientale che rappresentano. Sulla scorta dei dati rilevati si possono individuare priorità d'intervento volte a minimizzare il rischio. Il Santuario dei Cetacei *Pelagos* è utilizzato come area di studio pilota.

Materiali e metodi – Si è rilevata la localizzazione e sono state ricercate le caratteristiche dei relitti affondati a partire dal secondo conflitto bellico nel "Santuario dei Cetacei" (golfo di Genova, Francia meridionale, Corsica). Le informazioni relative ai relitti di interesse sono state reperite tramite la consultazione degli archivi dell'Istituto Idrografico della Marina Militare Italiana (Maridrografico) e del *Service Hydrographique et Océanographique de la Marine* (SHOM), la consultazione degli archivi delle Capitanerie di Porto competenti, la ricognizione bibliografica di pubblicazioni e testi inerenti e l'acquisizione di banche dati già realizzati per altri fini. Particolari difficoltà si sono riscontrate nel reperire dati relativi al carico, soprattutto per quanto riguarda i relitti "storici". I dati relativi ai relitti (localizzazione, dettagli delle cause d'affondamento, caratteristiche della nave, del carico e del *bunker*, stato del relitto) sono stati integrati con le informazioni reperite relative ad alcune caratteristiche edafiche e biotiche dell'area: batimetria, tipo di fondale, correnti e distribuzione di biocenosi. Le informazioni raccolte sono state organizzate in una banca dati implementata in un sistema cartografico G.I.S. al fine di classificare i relitti in base al rischio ambientale e alla fattibilità di un intervento di minimizzazione del rischio.

Risultati – I relitti individuati sono classificati sulla scorta della natura e del volume degli inquinanti trasportati, della distanza dalla costa o da aree sensibili e del tempo trascorso dall'affondamento, cioè del periodo di tempo in cui la corrosione marina ha potuto agire sulle strutture metalliche. A ciascuno di detti fattori è stato assegnato un coefficiente di rischio che complessivamente ha permesso di assegnare a ciascun relitto una valutazione qualitativa del potenziale rischio ambientale: serio, moderato, trascurabile. È stato così possibile evidenziare come i relitti che pongono una maggiore preoccupazione nel prossimo futuro per l'ambiente marino sono navi affondate 50-60 anni fa (nel corso della Seconda Guerra Mondiale) e le imbarcazioni con Stazza Lorda superiore a 10.000 tonnellate. Sono state così selezionate 4 navi militari: la Corazzata Roma (41.650 di S.L., affondata a 12 miglia nautiche a largo dell'Asinara nel 1943) e gli incrociatori Bolzano (10.500 di S.L., affondata a largo di La Spezia nel 1945), Gorizia (11.900 di S.L., affondata anch'essa a largo di La Spezia nel 1944) e Trieste (10.500 di S.L., affondata a largo dell'Arcipelago de La Maddalena nel 1943). In considerazione del volume dei serbatoi del carburante (La Corazzata Roma aveva una capacità di carico di circa 4.400 m^3 e gli incrociatori di circa 2.200 m^3), dello stato avanzato di corrosione delle strutture metalliche e del loro probabile carico di residuati bellici, potenzialmente inquinante per l'ambiente marino, si ritiene opportuno suggerire la realizzazione di una prioritaria prospezione dei relitti onde verificare lo stato di conservazione e valutare le eventuali successive operazioni di minimizzazione del rischio ambientale. Ai summenzionati relitti militari bisogna aggiungere anche altri due relitti che si evidenziano per le loro dimensioni e per il tipo di carico: la VLCC Haven (109.700 di S.L.) e la *Bulk Carrier* London Valour (15.947 di S.L.). L'incidente della Haven è ben noto e ha determinato lo sversamento in mare e la combustione delle circa 144.000 tonnellate di greggio trasportato. Una minima parte di idrocarburi si trova ancora all'interno del relitto. La London Valour è degna di particolare attenzione non solo per le sue dimensioni ma anche per il carico a bordo rappresentato da minerali contenente rame trasportati alla rinfusa. Incagliatasi il 7 aprile 1970 sulla diga foranea del porto di Genova per le avverse condizioni meteomarine, fu trainata un anno dopo per essere affondata nella fossa delle Baleari, ma affondò a circa 90 miglia a largo di Genova. Ora giace a circa 2.600 metri di profondità.

Conclusioni - L'acquisizione delle informazioni relative ai relitti che giacciono sui fondali del Santuario dei Cetacei *Pelagos* ha permesso una loro classificazione in base al potenziale rischio ambientale. Esistono delle lacune da colmare come a esempio la scarsità di informazioni relative al carico trasportato o la scelta di criteri per la valutazione del rischio che consideri anche inquinanti che in mare affondano o si disciolgono. Gli elementi acquisiti sono stati comunque sufficienti per elaborare una prima definizione di Linee Guida condivisa a livello europeo e possono costituire la base di discussioni nei *fora* internazionali volte a standardizzare e condividere procedure e metodologie per far fronte alla problematica posta a livello mondiale dai relitti potenzialmente pericolosi (Basta e Kennedy, 2004).

Bibliografia

BASTA D.J., KENNEDY D.M. (2004) - The need for a proactive approach to underwater threats. *Marine Technology Society Journal*, **38** (3): 9-11.

MICHEL J., GILBERT T., ETKIN D.S., URBAN R. (2005) - *Potentially Polluting Wrecks in Marine Waters.* An issue paper prepared for the 2005 International Oil Spill Conference (IOSC): 84 pp. http://www.iosc.org/docs/IOSC_Issue_2005.pdf

REMPEC (2004) - Regional Information System. Part C: Databanks and Information Services. Section 2: List of Alerts and Accidents in the Mediterranean.

SPREP (2002) - A regional strategy to address marine pollution from World War II wrecks (Endorsed at 13th SPREP Meeting, Majuro, Marshall Islands, July 2002 - approval given to implement Steps 1-3). www.sprep.org

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 96-97

M. Bottaro, I. Consalvo*, M. Vacchi

ICRAM, c/o National Antarctic Museum, University of Genoa,
Viale Benedetto XV, 5 - 16132 Genova, Italia.
m.vacchi@unige.it
*ICRAM, Roma, Italia.

RARE SKATES FROM THE NORTHERN SARDINIAN COASTS: POSSIBLE ROLE OF THE MARINE PROTECTED AREAS (MPAS)

PRESENZA DI ALCUNE RARE SPECIE DI RAZZE LUNGO LE COSTE SETTENTRIONALI DELLA SARDEGNA: POSSIBILE RUOLO DELLA AREE MARINE PROTETTE (AMP)

Abstract *- New records of Raja brachyura and Raja polystigma from the MPA of Tavolara-Punta Coda Cavallo, North West of the Sardina island, are described. The possible role of protected sites as additional tool in the elasmobranch management and conservation is here suggested.*

Key-words: *conservation, elasmobranchs, fishing pressure, MPAs, recovery.*

Introduction - Chondrichthyan fishes are an evolutionarily conservative group that has functioned successfully in diverse ecosystems for 400 million years. Despite their evolutionary success, some chondrichthyan species are now threatened with extinction as a result of human activities (Fowler *et al*., 2005). Many, if not most, grow slowly, mature at relatively late ages, produce a small number of young and have low natural mortality. These characteristics result in little capacity to recover from overfishing (either direct or indirect) and other human impacts, including pollution and habitat destruction (Cahmi *et al*., 1999). Although Marine Protected Areas (MPAs) can play an important role in the protection and recovery of overexploited fish populations (Guidetti, 2002), there is very limited experience in the usage of MPAs for the protection or enhancement of this group of marine vertebrates (Bonfil, 1999). However the recent description of the regular presence of the blonde skate *Raja brachyura*, commonly considered rare in the Mediterranean basin (Tortonese, 1956; Serena, 2005), from the waters of the MPA of Asinara island (Catalano *et al.*, 2007) pointed out the possible relevance of MPAs as refuges for the cartilaginous fishes. The present note describe new records of this species and of the speckled skate *Raja polystigma*, a Mediterranean threatened species (Ferretti *et al.*, 2005), from the MPA of Tavolara-Punta Coda Cavallo, North West of the Sardinia, enphasizing the importance of protected sites as additional tool in the elasmobranch management and conservation.

Materials and methods - The specimens were collected by trammel net along the coasts of MPA Tavolara-Punta Coda Cavallo between June and September 2006. In the laboratory, the specimens were identified according to Serena (2005), photographed and preliminary examined for total length (TL) and sex.

Results - A total of 31 specimens of *R. brachyura* and 23 specimens of *R. polystigma* were collected during seven daily landings. All the specimens were caught as by-catch by artisanal fishing boats. The sex ratio male:female for *R. brachyura* was 1:2 while for *R. polystigma* was 1:1. Smallest and largest specimen found were 430 mm. and 840 mm for the blonde ray and 295 mm and 430 mm for the speckled skate.

Conclusions - Although commonly considered rare in the Mediterranean basin (Tortonese, 1956; Arbocco, 1961; Bini, 1970; Ferretti *et al.*, 2005; Serena, 2005), *R. brachyura* and *R. polystigma* are regularly caught in the waters of the MPA of Tavol-

ara - Punta Coda Cavallo. Beside the probable presence of a favourable habitat for these species (Catalano *et al.*, 2007), another possible reason for these exceptional occurrences could be the lower fishing pressure in this area. In fact within the MPA few artisanal fishing boats are authorised to operate using low impact gears only (e.g. trammel nets), under the supervision of the MPA. In addition it is worth to note that most of the caught specimens are brought on board alive and only few big adults are retained for commercial purpose while the others are usually released (Navone, pers. comm.). The FAO International Plan of Action for the Conservation and Management of Sharks (IPOA-Sharks) was adopted in 1999. It is one of several IPOAs developed by FAO within the framework of the FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries and identifies the actions required for sustainable chondrichthyan management within the context of the Code, such as minimum or maximum landing sizes, gear regulations, seasonal/permanent closures of critical habitat, or the use of moratoria/zero quotas (Fowler *et al.*, 2005). In this framework the MPAs could represent as additional tool for the elamobranch protection, playing both the role of refuges and privileged sites for scientific and educational actions in favour of this group of threatened marine vertebrates.

Acknowledgments - We wish to thank the fishermen of Porto San Paolo for providing the specimens and Augusto Navone, Director of the MPA of Tavolara Punta Coda Cavallo for the logistic support.

References

ARBOCCO G. (1961) - Primo reperto di *Raja polystigma* Reg. nel Golfo di Genova. *Doriana*, **3** (116): 1-5.

BINI G. (1970) - Due rare specie di razze dal Tirreno Centrale (*Raja polistygma* Reg. e *Raja undulata* Lac.). *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, **25**: 301-312.

BONFIL R. (1999) - Marine Protected Areas as a shark fisheries management Tool.. In: Seret. B. and J.-Y. Sire (eds), *Proceedings of the 5th Indo-Pacific Fish Conference.* Soc. Fr. Ichtyol, Paris: 217-230.

CAMHI M., FOWLER S.L., MUSICK J.A., BRAUTIGAM A., FORDHAM S.V. (1998) - *Sharks and their relatives - Ecology and Conservation*. IUCN/SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: 39 pp.

CATALANO B., DALÙ M., SCACCO M., VACCHI M. (2007) - Biological data of *Raja brachyura* (Chondrichthyes, Rajidae) at Asinara Island (N-W Sardinia, Western Mediterranean). *TIZO*, **74**: 55-61.

FERRETTI F., MYERS R.A., SARTOR P., SERENA F. (2005) - Long Term Dynamics of the Chondrichthyan Fish Community in the Upper Tyrrhenian Sea. *ICES CM 2005/N:25*.

FOWLER S.L., CAMHI M., BURGESS G.H., CAILLIET G.M., FORDHAM S.V., CAVANAGH R.D., SIMPFENDORFER C.A., MUSICK J.A. (2005) - *Sharks, Rays and Chimeras: the status of the Chondrichthyan Fishes*. IUCN SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland Switzerland and Cambridge UK: 461 pp.

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

SERENA F. (2005) - *Field identification guide to sharks and rays of the Mediterranean and Black Sea*. FAO Species Identintification Guide for Fishery Purposes. Rome, FAO.

TORTONESE E. (1956) - *Leptocardia, Ciclostomata e Selachii*. Fauna d'Italia. Calderini, Bologna: 334 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 98-99

S. Caronni, B. Cristo[1], A. Torelli[2]

Dip. di Ecologia del Territorio, Sezione di Ecologia, Univ. di Pavia,
Via S. Epifanio, 14 - 27100 Pavia, Italia.
sarah.caronni@unipv.it
[1]Istituto di Scienze Naturali e Biologia Marina, Olbia, Italia.
[2]Dip. Biologia Animale, Università di Pavia, Italia.

TENTATIVI DI REIMPIANTO DEL MOLLUSCO BIVALVE *PINNA NOBILIS* (LINNEO, 1758) IN UNA AMP DELLA SARDEGNA

ATTEMPS TO TRANSPLANT THE BIVALVE PINNA NOBILIS *(LINNEO, 1758) IN A SARDINIAN MARINE PROTECTED AREA*

Abstract *– In the summer months of a three year period (2004-2006), a few individuals of the endangered endemic bivalve* Pinna nobilis *(Linneo, 1758) (Mollusca: Bivalvia) were transplanted along the north eastern coast of Sardinia, inside the AMP Tavolara-Punta Coda Cavallo, after being pull out by tourists. The aim of the research was to verify if transplant could be an effective method to protect this species.*

Key-words: *marine molluscs, endemic species, marine protected areas.*

Introduzione – Le popolazioni del bivalve *Pinna nobilis* (Linneo, 1758) sono, dal secolo scorso, in preoccupante declino, a causa del peggioramento della qualità dell'acqua (Richardson *et al*., 1999), della raccolta indiscriminata e della distruzione delle praterie di *Posidonia oceanica* (Delile, 1813), a cui la specie si trova spesso associata (García-March *et al*., 2002). Per testare, in una zona adatta allo sviluppo di questo bivalve attualmente protetto, l'efficacia del reimpianto, uno dei metodi proposti per contrastarne la scomparsa (De Gaulejac e Vicente, 1990), si è tentato, nel tratto di mare limitrofo alla baia di Punta Don Diego, nell'AMP Tavolara-Punta Coda Cavallo, il reimpianto di alcuni esemplari ritrovati sradicati sul fondo o recuperati dalle mani dei tanti turisti che li staccano per collezionarli come souvenirs.

Materiali e metodi – Prima di ogni reimpianto si è controllato che il bivalve fosse vivo e provvisto del bisso. In base alle dimensioni dell'esemplare, è stato scelto un luogo poco accessibile ai turisti ed adatto allo scopo, per vicinanza al punto di ritrovamento, batimetria (Katsanevakis, 2005) e caratteristiche del fondale (Šiletič e Peharda, 2003). Ciascun bivalve è stato misurato ed inserito, nel verso della corrente, con il bisso e circa 1/3 delle valve nel fondale sabbioso (De Gaulejac e Vicente, 1990); sono state annotate le coordinate del punto di reimpianto, per poter controllare, nel tempo, la condizione dell'esemplare. I bivalvi sono stati suddivisi, per la lunghezza della conchiglia, nelle classi di taglia proposte da Katsanevakis (Katsanevakis, 2005).

Risultati – Nei mesi estivi del triennio 2004-2006, sono stati complessivamente ritrovati diciotto esemplari di *P. nobilis* staccati dal fondale. In particolare, nel primo anno di studio i bivalvi individuati sono stati sei, di cui due appartenenti alla 1ª classe di taglia (0-10,60 cm), tre appartenenti alla 2ª (10,61-29,71 cm) ed uno alla 3ª (29,72-46,84 cm). Il reimpianto è stato tentato solo su cinque esemplari, poiché uno di piccole dimensioni si presentava con parti del bisso e della conchiglia ampiamente lesionate. L'altro appartenente alla 1ª classe di taglia è stato reimpiantato ma non ha attecchito ed è stato ritrovato, nei giorni successivi, morto. Negli altri quattro tentativi, effettuati con bivalvi di medie e grandi dimensioni, invece, il reimpianto è riuscito; l'esemplare appartenente alla 3ª classe di taglia, reimpiantato nel mese di giugno, è sopravvissuto fino alla fine di agosto, quando è stato ritrovato rotto; uno dei bivalvi di medie dimensioni è stato rinvenuto in buone condizioni fino alla fine del primo anno di

ricerca ma non è stato individuato l'anno successivo, mentre gli altri due esemplari appartenenti alla 2ª classe di taglia sono rimasti in buone condizioni fino alla fine del triennio di ricerca. Nel secondo anno di studio, i bivalvi individuati sono stati cinque, ripartiti solo nella 1ª (3) e nella 2ª (2) classe di taglia; di questi, un esemplare di piccole dimensioni è morto nei giorni successivi al reimpianto; due appartenenti alla 1ª ed alla 2ª classe di taglia, su cui il reimpianto è apparso perfettamente riuscito, non sono, però, stati nuovamente individuati l'anno successivo mentre altri due bivalvi, distribuiti nelle stesse classi di taglia, sono stati ritrovati in buone condizioni durante le ispezioni effettuate nell'ultimo anno di ricerca. Gli esemplari di *P. nobilis* individuati nel terzo anno di studio sono stati, in totale, sette; due appartenenti alla 1ª classe di taglia, tre alla 2ª e due alla 3ª. Uno degli esemplari di medie dimensioni non è stato reimpiantato in quanto, al momento del ritrovamento, non ha dato nessun segno di vita. Dei sei su cui si è tentato l'esperimento, un esemplare di piccole ed uno di medie dimensioni non hanno attecchito mentre sui restanti quattro il reimpianto è riuscito; in particolare, un esemplare di piccole, uno di medie ed uno di grandi dimensioni sono rimasti in buone condizioni fino alla fine dell'estate, l'altro esemplare di grandi dimensioni, invece, è stato ritrovato nuovamente strappato e rotto, dopo circa un mese.

Conclusioni – Il reimpianto ha dato esito positivo in 12 (75%) dei 16 casi in cui è stato tentato, soprattutto quando gli esemplari reimpiantati avevano dimensioni superiori ai 10 cm (56%). Considerando la presenza nell'area di numerosi esemplari di *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797) (Caronni *et al.*, 2006), uno tra i più comuni predatori di *P. nobilis*, i forti venti (García-March *et al.*, 2007) che, nei mesi invernali, soffiano in questa zona ed i ripetuti vandalismi dei turisti, questa percentuale di successo appare estremamente promettente. In accordo con quanto già sostenuto da De Gaulejac e Vicente (1990) è, dunque, possibile affermare che il reimpianto può essere considerato un valido strumento per cercare di fermare l'incessante declino di questa specie.

Bibliografia

CARONNI S., CRISTO B., TORELLI A. (2006) – *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797) come indicatore ecologico nella baia di Punta Don Diego, Area Naturale Marina Protetta di Tavolara – Punta Coda Cavallo (Sardegna nord-orientale). *Biol. Mar. Medit.*, **13** (2): 232-233.

DE GAULEJAC B., VICENTE N. (1990) – Ecologie de *Pinna nobilis* (L.) mollusque bivalve sur les côtes de Corse. Essais de transplantation et expériences en milieu contrôlé. *Haliotis*, **20**: 83-100.

GARCÍA-MARCH J.R., GARCÍA-CARRASCOSA A.M., PEÑA A.L. (2002) – *In situ* measurement of *Pinna nobilis* shells for age and growth studies: a new device. *Marine Ecology*, **23** (3): 207-217.

GARCÍA-MARCH J.R., PÉREZ-ROJAS L., GARCÍA-CARRASCOSA A.M. (2007) – Influence of hydrodynamic forces on population structure of *Pinna nobilis* L., 1758 (Mollusca: Bivalvia): the critical combination of drag force, water depth, shell size and orientation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **342**: 202-212.

KATSANEVAKIS S. (2005) – Population ecology of the endangered fan mussel *Pinna nobilis* in a marine lake. *Endangered species research*, **1**:1-9.

RICHARDSON C.A., KENNEDY H, DUARTE C.M., KENNEDY D.P., PROUD S.V. (1999) – Age and growth of the fan mussel *Pinna nobilis* from south-east Spanish Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Marine Biology*, **133***:* 205-212.

ŠILETIČ T., PEHARDA M. (2003) – Population study of the fan shell *Pinna nobilis* L. in Malo and Veliko Jezero of the Mljet National Park (Adriatic Sea). *Scientia Marina*, **67** (1): 91-98.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 100-101

R. D'Addabbo, R. Sandulli, C. De Leonardis, M. Gallo

Dipartimento di Zoologia, Via Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.
r.daddabbo@biologia.uniba.it

LA TARDIGRADOFAUNA DI DUE AREE MARINE PROTETTE ITALIANE

TARDIGRADE FAUNA OF TWO ITALIAN MARINE PROTECTED AREAS

Abstract *– Informations about the Tardigrade Fauna of two Italian Marine Protected areas, Porto Cesareo (Le) and Capo Caccia (Sassari), are reported. Sediment samples for meiofauna analyses were collected from mesolittoral, infralittoral zone and from two caves in May, June and July 2005. The highest values of biodiversity indices (H' and J) were reached in the medium and coarse sand of the infralittoral and of the caves, whereas in the mesolittoral zone, in spite of the high number of specimens, diversity values are sensibly lower. A total of 25 species of tardigrades were collected, 2 of which new to science.*

Key-words: *Tardigrada, Heterotardigrada, Marine Protected Areas, Mediterranean Sea.*

Introduzione – Le conoscenze pregresse sui tardigradi marini dell'area di Porto Cesareo si riferiscono al 1980 quando solo 5 specie di Batillipedidae ed 1 di Halechiniscidae furono rinvenute da campioni di sabbia media a 1 m dalla riva (Grimaldi de Zio *et al.*, 1980). Più recenti ricerche sono state condotte sulla tardigradofauna di diverse località della Sardegna, ma mancano dati relativi all'AMP di Capo Caccia (de Zio Grimaldi e Gallo D'Addabbo, 2001; de Zio Grimaldi *et al.*, 2003). Uno degli obiettivi del presente studio è stato quello di investigare sulla biodiversità, tassonomia ed ecologia dei tardigradi marini di due aree marine protette italiane (Porto Cesareo (LE) 40°16'14,0''N, 17°51'12,9''E e Capo Caccia-Isola Piana (SS) 40°34'17,3''N, 08°09'39,6''E), allo scopo di aggiungere ulteriori informazioni sui tardigradi del Mediterraneo, ambiente di grotta compreso.

Materiali e metodi - I campioni di sedimento sono stati prelevati tramite carotaggi manuali (maggio-luglio 2005) dal piano mesolitorale e infralitorale nelle zone C delle due AMP, per un totale di 19 siti, così ripartiti: 14 stazioni, grotte comprese, nell'area marina protetta di Porto Cesareo e 5 stazioni nell'AMP di Capo Caccia. Lo studio tassonomico degli esemplari è stato realizzato al microscopio ottico in contrasto di fase e interferenziale. Sono stati calcolati gli indici di diversità di Shannon-Wiener (H') e di Pielou (J).

Risultati - Nell'AMP di Porto Cesareo si sono analizzati sia campioni prelevati nel mesolitorale e infralitorale superiore sia sedimenti raccolti nella grotta delle Corvine. Tutti i campioni analizzati sono composti da sedimento sabbioso, compreso tra il grossolano (0-1ϕ) ed il medio-fine (1,5-2,5ϕ). I sedimenti di sabbia grossolana del mesolitorale hanno fatto registrare un valore di abbondanza insolitamente elevato per i tardigradi, con massimo di 2527 ind/10 cm^2 (Isola dei Conigli), ma estremamente bassi (1 ind/10 cm^2) in alcuni campioni di sabbia medio-fine. Per i campioni di sabbia grossolana dell'infralitorale la densità è compresa tra 10 e 153 ind/10 cm^2; per quelli ghiaiosi misti a sabbia della grotta delle Corvine la densità è tra 13 e 34 ind/10 cm^2. Nell'AMP sarda, per il mesolitorale, la densità è tra 10 e 411 ind/10 cm^2; nella Grotta del Porticato, i sedimenti costituiti da sabbia media e medio-fine hanno fatto registrare un'abbondanza di 3 e 26 ind/10 cm^2.

Gli indici di diversità (H'e J) sono abbastanza alti nelle stazioni infralitorali di Porto Cesario, 3,3 e 0,9 rispettivamente, dove le tre famiglie rinvenute Stygarctidae

(8%), Halechiniscidae (82%) e Batillipedidae (10%) sono rappresentate da 2, 11 e 3 specie rispettivamente con un totale di 213 individui. Nelle stazioni della grotta delle Corvine gli indici, ancora elevati, 3,1 (H') e 0,9 (J), sono dovuti alla presenza di 4 famiglie Neostygarctidae (3%), Stygarctidae (28%), Halechiniscidae (66%) e Batillipedidae (3%) con 12 specie, di cui 9 Halechiniscidae, per un totale di 29 individui. Gli indici H' e J dei campioni del mesolitorale sono molto bassi (0,4 e 0,3 rispettivamente), infatti, sono state rinvenute solo 2 famiglie: Halechiniscidae (43%) e Batillipedidae (57%) con 3 e 4 specie rispettivamente; in una delle repliche, si sono rinvenuti 1665 esemplari, di cui ben 1655 appartenenti ad una nuova specie, *Florarctus* n.sp. Nella grotta del Porticato (Capo Caccia) si sono rinvenute 8 specie distribuite in 3 famiglie: Stygarctidae (5%), Halechiniscidae (86%) e Batillipedidae 9%, con un totale di 21 individui e una diversità pari a 1,79 (H') e 1 (J). Nel mesolitorale della "spiaggia Mugoni" (Alghero) sono state individuate 12 specie con un totale di 211 individui distribuiti in 2 famiglie Halechiniscidae (63%) e Batillipedidae (37%) con H'=2,15 e J=0,58. L'analisi tassonomica (2100 individui) ha portato all'identificazione di 25 specie, di cui 2 nuove per la scienza, distribuite in 4 famiglie: *Neostygarctus acanthophorus* (fam. Neostygarctidae); *Megastigarctides* n. sp. E *Parastygarctus sterrer*i (fam. Stygarctidae); *Chrysoarctus flabellatus*, *Floractus hulingsi*, *F. antillensis*, *Floractus* n. sp., *Halechiniscus greveni*, *H. remanei, H. tuleari, Tanarctus gracilis*, *T. longisetosus*, *Tholoarctus natans natans, Tholoarctus natans pedunculatus, Wingstrandarctus corallinus*, *Dipodarctus subterraneus*, *Raiarctus variabilis, Actinarctus neretinus* e *Styraconyx nanoqsunguak* (fam. Halechiniscidae); *Batillipes littoralis*, *B. marcelli, B. similis*, *B. pennaki, B. dicrocercus* e *B. spinicauda* (fam. Batillipedidae).

Conclusioni - Dall'analisi dei presenti dati la famiglia Halechiniscidae è la più importante per numero di esemplari e specie ed è presente in tutte le stazioni delle AMP investigate insieme ai Batillipedidae, mentre gli Stygarctidae sono presenti solo nell'infralitorale ed infine i Neostygarctidae solo nella grotta delle Corvine. Il tipo di sedimento è risultato essere il più importante fattore ecologico; infatti, il sedimento costituito da sabbia grossolana è quello a più elevata biodiversità. E' interessante notare che i tratti dell'AMP di Porto Cesareo infralitorale, compresa la grotta delle Corvine, e l'AMP sarda mostrano una bassa densità, ma alti valori di diversità; al contrario, indici bassi di diversità e alte densità sono tipici del mesolitorale dell'AMP di Porto Cesareo.

Bibliografia

DE ZIO GRIMALDI S., GALLO D'ADDABBO M. (2001) - Further data on the Mediterranean Sea Tardigrade Fauna. *Zool. Anz.,* **240**: 345-360.

DE ZIO GRIMALDI S., GALLO D'ADDABBO M., SANDULLI R., D'ADDABBO R. (2003) – Cecklist of the Italian marine Tardigrada. *Meiofauna Marina,* **12**: 97-135.

GRIMALDI DE ZIO, S., D'ADDABBO GALLO M., MORONE DE LUCIA M.R., GRIMALDI P. (1980) - Ulteriori dati sui Tardigradi del mesopsammon di alcune spiagge pugliesi. *Thalassia salentina,* **10**: 45-65.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 102-103

A.M. De Biasi, L. Pacciardi

Centro Interuniversitario Biologia Marina ed Ecologia Applicata,
Viale N. Sauro, 4 - 57127 Livorno, Italia.
a.debiasi@cibm.it

RAPPRESENTATIVITÀ ED UNICITÀ DELLA MELORIA: UNA SECCA DA PROTEGGERE

REPRESENTATIVENESS AND UNICITY OF MELORIA: A SHOAL TO BE PROTECTED

Abstract *– The main studies on Meloria shoals are reported in order to support the conservation aims proposed since sixties. The coexistence of* Posidonia oceanica *meadows, coralligenous reef, detritic habitat make this shoal representative of the Mediterranean heterogeneity; the exclusive presence of peculiar rocky pools named "catini" where rare and new benthic species live make this area unique and to be protected.*

Key-words: *MPA, species richness, habitat diversity, Meloria Shoals, Ligurian Sea.*

Introduzione - Le Secche della Meloria rappresentano un ambiente di bassi fondali rocciosi situati a circa 5 km al largo della costa livornese. L'interesse scientifico verso questa secca risale agli anni sessanta, quando fu proposta come "parco marino sperimentale" (Bacci *et al.*, 1969) per l'intrinseco valore naturalistico. Per circa trenta anni tale proposta non ha avuto seguito, sebbene il tratto di mare antistante la costa livornese fosse stato indicato dal Ministero dell'Ambiente come idoneo per l'istituzione di un parco marino (legge 979/82). Alla fine degli anni novanta nuovi ricercatori hanno rinnovato la sfida facendosi promotori di studi finalizzati a valorizzare la secca e a conoscerne nuovi aspetti. Grazie a questi approfondimenti il Ministero dell'Ambiente sta varando il Decreto Istitutivo e di Regolamento dell'Area Marina Protetta (AMP) "Secche della Meloria". L'obiettivo di questo lavoro è quello di riassumere le conoscenze più importanti relative a quest'area per metterne in risalto rappresentatività (per la coesistenza di numerosi ecosistemi tipici del Mediterraneo) e unicità (per la presenza di formazioni peculiari note come catini) che supportano la proposta di salvaguardare questa secca.

Materiali e metodi – Nel 1998 è stata effettuata un'indagine per realizzare una carta tematica delle principali biocenosi presenti. Il lavoro è stato condotto utilizzando un side scan sonar che consente una restituzione sinottica dei maggiori popolamenti dell'area. Attraverso il R.O.V. e l'immersione subacquea sono stati integrati questi risultati (De Biasi e Gai, 2000) e investigati i principali popolamenti bentonici con particolare attenzione a *Posidonia oceanica*, coralligeno, detritico costiero e "catini". La prateria di *P. oceanica* è stata indagata attraverso la tecnica del *quadrat relevé* e con stime visuali per determinare densità e ricoprimento. Il popolamento a Coralligeno è stato indagato attraverso tecniche di macrofotografia subacquea. Il popolamento del Detritico Costiero è stato investigato con rilievi puntiformi tramite draga. I catini sono stati prima studiati per definire le principali tipologie morfologiche e successivamente è stata indagata fauna bentonica che essi ospitano.

Risultati e conclusioni – La Meloria, nonostante la superficie limitata (35-40 km^2) presenta una elevata variabilitá morfologica che consente l′insediamento di popolamenti diversificati. Nell'area coesistono praterie di *P. oceanica*, coralligeno, Detritico Costiero, considerate tra le biocenosi più ricche e produttive del Mediterraneo (De Biasi, 1999). La prateria occupa prevalentemente la parte occidentale e sud–occidentale della secca con valori di ricoprimento intorno al 60%.

Il coralligeno è presente ai margini esterni nel settore occidentale tra i 20 ed i 50 metri di profondità. Più superficialmente, nella parte centrale della secca, sono presenti delle creste rocciose con orientamento NE SW assimilabili al coralligeno. Esso, nella sua parte W-SW, degrada sul Detritico Costiero presente con differenti facies. Nell'area antistante la torre sono presenti i catini che per la loro abbondanza sono considerati un ambiente a sé stante che contribuisce ad incrementare la diversità di habitat (De Biasi e Gai, 2000). Presentano diverse tipologie, ma tutti sono scavati nella roccia e hanno forma pseusocircolare. Sul fondo è presente sedimento grossolano biodetritico che ospita un popolamento bentonico ricco e poco conosciuto. È stato ipotizzato che tale ricchezza sia in parte conseguenza di un fenomeno di convergenza di taglia (De Biasi *et al*., 2003 a,b,c) che incrementa la diversità filetica ed in parte sia dovuta al ruolo dei catini come rifugio per specie rare (es. *Stenothoe elachista*, *Caprella lilliput*) (Gai e De Biasi, 2004) e nuove (Todaro e Kristensen, 1998) fra le quali il copepode *Meloriastacus ctenidis* che prende il nome dalla secca stessa (Huys e Todaro, 1997).

Per la biodiversità di habitat, ricchezza specifica e filetica, rappresentatività degli ambienti mediterranei, unicità ed endemismi la salvaguardia della Meloria costituisce un punto di partenza per la realizzazione di un sistema con gestione integrata di parchi interconnessi costituiti da piccole aree vicine rappresentative delle eterogeneità locali (Bianchi e Morri, 2000).

Inoltre, la salvaguardia della Meloria per la sua elevata ricchezza specifica e per la contemporanea presenza di specie rare consente il superamento della questione, emersa dalla Convenzione sulla Biodiversità di Rio (1992), che pone il dubbio se sia preferibile salvaguardare ambienti "ricchi" o ambienti "unici".

Bibliografia

BACCI G., BADINO G., LODI E., ROSSI L. (1969) - Biologia della secche della Meloria: I: prime ricerche e problemi di conservazione e di ripopolamento. *Boll. Pesca e Pisc. Idrobiol*., **24**: 5-30.

BIANCHI C.N., MORRI C. (2000) - Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Mar. Poll. Bull*., **40** (5): 367-376.

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, **107**: 63-67.

DE BIASI A.M., GAI F., PACCIARDI L. (2003a) - Benthic assemblage in a "catino" of the Meloria Shoals (Souther Ligurian Sea). *Atti Soc. tosc. Sci. nat*., **110**: 3-7.

DE BIASI A.M., GAI F., PACCIARDI L. (2003b) - Biodiversità del popolamento bentonico dei "*catini*" delle Secche della Meloria. *Biol. Mar. Medit.*, **10**: 76-79.

DE BIASI A.M., GAI F., PACCIARDI L., SEVERI V. (2003c) - Popolamento bentonico delle Secche della Meloria: due catini a confronto. *Atti Ass. Ital. Oceanol. Limnol.*, **16**: 105-114.

GAI F., BIASI A.M. (2004) - Il macrozoobenthos dei catini delle Secche della Meloria. *Biol. Mar. Medit.*, **11** (2): 508-511.

HUYS R., TODARO M.A. (1997) - *Meloriastacus ctenidis* gen. et sp. nov.: a primitive interstitial copepod (Harpacticoida, Leptastacidae) from Tuscany. *Ital. J. Zool.,* **64**: 181-196.

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. Mediterr. (2007), 14 (2): 104-105

G.A. de Lucia, G. Massaro*, P. Domenici

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (IAMC) – CNR Sezione di Oristano
Località Sa Mardini - Torregrande (OR), Italia.
a.delucia@iamc.cnr.it
*AMP Sinis – Mal di Ventre

FISH ASSEMBLAGE IN THE MARINE PROTECTED AREA "PENISOLA DEL SINIS-ISOLA DI MAL DI VENTRE" (SARDINIA)

FAUNA ITTICA NELL'AREA MARINA PROTETTA "PENISOLA DEL SINIS-ISOLA DI MAL DI VENTRE" (SARDEGNA)

Abstract *– A survey was carried out in order to evaluate abundance and distribution of fish assemblages in the Sinis MPA and bordering areas. Overall, 49 species for 21 family were observed. A clear separation in abundance was found depending on different substrates (rock*>Posidonia oceanica>*sand). Generally species were homogenously distributed in the study area with labridae and sparidae as the most important families.*

Key-words: *MPA, fish assemblage, Sinis, Sardinia.*

Introduction – Fish fauna is considered one of the main components positively influenced by the implementation of marine protected area (Sala *et al.*, 1998; Ward *et al.*, 2001). The estimation of assemblages remains a current ecological problem, and long-term surveys of fish populations have been developed to study the impact of anthropic changes and to determine the protection status in restricted zones (Harmelin-Vivien & Francour, 1992). A survey was carried out in order to evaluate abundance and distribution of fish assemblages in the MPA and bordering areas in collaboration with the MPA "Penisola del Sinis-Isola di Mal di Ventre" (Sardinia, Italy).

Materials and methods – The work was carried out in locations inside and outside the MPA, at a constant depth (5 m) and on different substrates: rock, *Posidonia oceanica* and sand in two different years (2003, 2005). Insular locations were included. Each transect (25×5; depht 4-8 m) was recorded by a digital underwater video camera (Sony DCR-TRV30E). A rapid passage (5-6m/minute) was used to record benthopelagic species, while a slower one was used to record benthic species and species hidden in shelters. The number of species and the number of individual fish was calculated in every transect. Factor differences were tested, in population structure, with similarity analysis (ANOSIM, Clarke and Warwick, 2001). The similarity percentage procedure (SIMPER) was used to identify the fish species mostly contributing to the differences between inside/outside location and the different protection level in MPA. Analysis of variance (ANOVA) was used to test for differences between MPA and external area and areas with different protection regime.

Results – These data represent the first record of fish assemblages in the Sinis MPA. In addition, they represent a historical documentation of the environment and seascape of the MPA Sinis-Mal di Ventre. Overall, 49 species from 21 families were observed. A clear separation in abundance was found depending on different substrates (rock>*Posidonia oceanica*>sand; ANOSIM $R=0.635$; $p<0.01$), while no significant difference among different protection levels was revealed. Significant differences occurred among inside and outside locations, in terms of richness index, which was higher inside. Species were homogenously distributed in the study area with labridae and sparidae as the most important families. Labridae (inside 94.70 ± 11.66 ind. 125 m^{-2}; outside 68.67 ± 17.98 ind. 125 m^{-2}) and serranidae (inside 5.87 ± 0.70 ind. 125 m^{-2};

outside 4.60±1.47 ind. 125 m^{-2}) were distributed uniformity in the work area, unlike sparidae which showed higher values inside the MPA (inside 24.80±5.53 ind. 125 m^{-2}; outside 8.13±2.01 ind. 125 m^{-2}). Non-gregarious species (without *Atherina* sp., *Liza aurata*, *Chromis chromis*, *Sarpa salpa*, *Mullus barbatus*, *Oblada melanura*, *Spondyliosoma cantharus*) were distributed differently inside (124.46±13.76 ind. 125 m^{-2}) and outside (83.00±17.01 ind. 125 m^{-2}). *Coris julis* were homogenously distributed in the work area (49±7.26 ind. 125 m^{-2}), *Diplodus sargus* and *D. puntazzo* had higher value inside (AMP 15.58±4.45 ind. 125 m^{-2}; OUT 6.20±2.45 ind. 125 m^{-2}), also showed higher values in insular sites (26.40±5.87 ind. 125 m^{-2}) compared to mainland sites (6.83±1.73 ind. 125 m^{-2}). Insular and no-take zones are characterized by an elevated number of *Thalassoma pavo* (15.67±6.42 ind. 125 m^{-2} vs 1.10±0.46 ind. 125 m^{-2}). A number of species were observed on inside the MPA (*Ephinephelus marginatus*, *E. costae*, *Sciaena umbra*, *Sphyraena* sp., *Dicentrarchus labrax*), although with low density values.

Conclusions – The results can provide a reference point for the management of this MPA, and a starting point for future work on the effect of the protection scheme. Results did not indicate significant differences in structure of fish assemblages among locations under different levels of protection. In contrast, assemblages seemed to be more dependent on the geographical location within the MPA. These results have important implications for habitat conservation and suggest differences among mainland and island locations.

Acknowledgements – Many thanks to AMP staff for assistance during the field work and to Bruno Paliaga (Director of the Sinis – Mal di Ventre MPA).

Bibliografia

CLARKE K.R, WARWICK R.M. (2001) – *Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Primer-E, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.

HARMELIN-VIVIEN M.L., FRANCOUR P. (1992) – Trawling or visual censuses? Methodological bias in the assessment of fish population in the seagrass beds. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology,* **13** (1): 41-45.

SALA E., BOUDOURESQUE C.F., HARMELIN-VIVIEN M. (1998) – Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos, 82*: 425-439.

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

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 106-107

A. Di Franco, A. Marchini*, P. Baiata, M. Milazzo, R. Chemello

Dip. di Biologia Animale "G. Reverberi", Università di Palermo,
Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.
difry@libero.it
*Dip. di Ecologia del Territorio, Sez. di Ecologia, Università di Pavia,
Via S. Epifanio, 14 – 27100 Pavia, Italia.

PERCORSI SUBACQUEI ALL'INTERNO DI AREE MARINE PROTETTE: UN APPROCCIO FUZZY PER LA DEFINIZIONE DI UN VALORE DI VULNERABILITÀ

SCUBA TRAILS IN MPAS: A FUZZY APPROACH TO DEFINE A VALUE OF VULNERABILITY

Abstract *– Scuba diving is one of the major forms of commercial use of MPA but only few studies evaluate the impact of diving on marine organisms in Mediterranean. Most of these studies aimed to quantify a value of carrying capacity but is conceptually difficult to determine a numeric value. Aim of this study is to define a value of vulnerability for underwater trails by a fuzzy logic approach considering the environmental feature of the trails.*

Key-words*: marine parks, diving, vulnerability.*

Introduzione – Il turismo subacqueo è ormai una delle più grandi forme di uso commerciale delle aree marine protette (AMP) in tutto il mondo, ma solo pochi studi sono stati condotti sull'impatto della subacquea nelle AMP (Sala *et al*., 1996); la maggior parte di questi studi sono finalizzati a determinare un valore di capacità portante (intesa come numero massimo di immersioni possibili prima che si manifesti una degradazione) per le aree in esame. Ma è difficile concettualmente poter quantificare un valore di capacità portante per un sito in relazione all'attività subacquea (McCool e Lime, 2001). Scopo di questo lavoro è stato lo sviluppo di un metodo per la definizione di un valore di vulnerabilità (intesa come la probabilità che un elemento sia esposto allo stress cui è sensibile, Zacharias e Gregr, 2005) per i percorsi subacquei.

Materiali e metodi – È stata effettuata la caratterizzazione di 8 percorsi subacquei ricadenti all'interno AMP "Capo Gallo - Isola delle Femmine". Per caratterizzare i percorsi si è seguita una guida subacquea lungo il suo tragitto abituale. Sono stati valutati il ricoprimento delle specie identificate come sensibili all'impatto della subacquea, l'altezza degli organismi dal substrato, la loro forma (secondo Jackson, 1979), il loro grado di esposizione (secondo Sala *et al*., 1996), la natura della roccia delle volte (quando presenti lungo il percorso), la presenza o meno di sedimento sospendibile lungo le grotte. È stata, inoltre, considerata la presenza di pesci stanziali. Le variabili sono state valutate facendo ricorso ad una scala di giudizio semiquantitativa. Questi dati sono stati integrati con informazioni relative alla resistenza alla rottura delle colonie ed alla loro velocità di crescita. La definizione di un valore di vulnerabilità (in 5 classi) è stata ottenuta tramite lo sviluppo di un sistema di logica *fuzzy* (Angel *et al*., 1998).

Risultati - Dalle analisi effettuate risulta che i percorsi con vulnerabilità più elevata sono: "Cunicoli – Grotta dell'Olio", "Secca Palidda", "Punta Barcarello", "Lavaria Nord" e "Finestroni". Tutti questi, a seguito della fase di defuzzificazione, ricadono nella 4a classe di vulnerabilità. Nessun percorso presenta caratteristiche tali da ricadere interamente all'interno della classe più elevata di vulnerabilità (5a). Tuttavia è da sottolineare che il processo di defuzzificazione, utile per fornire informazioni gestionali

(Angel *et al*., 1998), nasconde la varietà di informazioni intrinseche ad una analisi fuzzy. Infatti, ogni singolo percorso presenta delle caratteristiche che gli conferiscono una appartenenza parziale a ciascuna classe di vulnerabilità. In particolare, il percorso di "Secca Palidda" presenta un valore di appartenenza alla 5a classe di 0,44, il più alto tra i percorsi in esame, poiché lungo circa il 60% del percorso si registra un ricoprimento elevato di specie sensibili al disturbo considerato. Il percorso di "Cunicoli – Grotta dell'Olio" presenta una appartenenza di 0,29 alla 4a classe e di 0,31 alla 5a. Ciò è dovuto alla presenza di grotte lungo il 30% del percorso. L'immersione di "Baia del Corallo" è quella che presenta il più elevato valore di appartenenza alla 1a classe e ciò determina il fatto che, nel complesso, il percorso abbia il più basso valore di vulnerabilità totale. Questo è dovuto alla mancanza di specie vulnerabili al disturbo derivante dalla subacquea lungo l'85% del percorso. "Grotta della Mazzara" presenta un valore di appartenenza di 0,28 alla 1a classe di vulnerabilità e di 0,25 alla 5a. Questo è dovuto alle caratteristiche del percorso, che presenta contemporaneamente elementi che contribuiscono ad un elevato valore di vulnerabilità (come la presenza lungo il 10% del percorso di grotte con all'interno sedimento facilmente sospendibile) ed elementi che invece determinano un valore di vulnerabilità ridotto (quale l'assenza lungo il 70% del percorso di specie sensibili al disturbo derivante dalla subacquea). "Punta Barcarello" ha un valore di 0,27 di appartenenza alla 5a classe in relazione alla presenza lungo circa il 30% del percorso di colonie con altezza dal substrato elevata.

Conclusioni – La logica *fuzzy* offre un modo per affrontare problemi legati a classificazioni che non possono essere definite in maniera netta (Angel *et al*., 1998) e ha permesso di risolvere i problemi legati alla mancanza di uniformità di distribuzione dei dati lungo il percorso. E' stato raramente possibile assegnare un singolo valore ad ogni variabile misurata lungo il percorso, ed usare la logica *fuzzy* per descrivere l'eterogeneità delle osservazioni è sembrato più efficace che usare medie o altre tecniche di mediazione del dato (Angel *et al*., 1998). Considerando che l'elevata variabilità nelle caratteristiche dei fondali si riflette sulla suscettibilità delle comunità bentoniche agli impatti, il primo passo per la gestione dell'attività subacquea nella AMP dovrebbe essere la caratterizzazione delle comunità bentoniche e la valutazione della loro vulnerabilità (Lloret *et al*., 2006).

Bibliografia

ANGEL D., KROST P., SILVERT W.L. (1998) - Describing benthic impacts of fish farming with fuzzy sets: theoretical background and analytic methods. *Journal of Applied Ichthyology,* **14**: 1-8.

JACKSON J.B.C. (1979) - *Morphological strategies of sessile animals*. In: G. Larwood & B.R. Rosen (eds), *Biology and systematics of colonial organisms*. Academic Press, London and New York: 499-555.

LLORET J., MARIN A., MARIN-GUIRAO L., CARREÑO M.F. (2006) - An alternative approach for managing scuba diving in small marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems,* **16**: 579-591.

MCCOOL S.F., LIME D.W. (2001) - Tourism carrying capacity: tempting fantasy or useful reality? *Journal of Sustainable Tourism,* **9**: 372-388.

SALA E., GARRABOU J., ZABALA M. (1996) - Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology,* **126**: 451-459.

ZACHARIAS M.A., GREGR E. (2005) - Sensitivity and vulnerability in marine environments: an approach to identifying vulnerable marine areas. *Conservation Biology,* **19**: 86-97.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 108-109

P. Gianguzza, F. Badalamenti*, S. Riggio

Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Palermo,
Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.
pgiangu@unipa.it
*CNR-IAMC, Laboratorio di Biologia Marina,
Via G. Da Verrazzano, 17 - 91014 Castellammare del Golfo (TP), Italia.

OPERATIONAL SEX RATIO IN THE EDIBLE SEA URCHIN *PARACENTROTUS LIVIDUS* AT USTICA ISLAND MPA (WESTERN MEDITERRANEAN, ITALY)

SEX RATIO OPERATIVA NEL RICCIO EDULE PARACENTROTUS LIVIDUS *NELL'AMP "ISOLA DI USTICA" (MEDITERRANEO OCCIDENTALE, ITALIA)*

Abstract - *The operative sex ratio (OSR) of the edible sea urchin* Paracentrotus lividus *was studied on barren substrates of Ustica Island MPA. By contrasting areas with different* P. lividus *density, low vs high density, we tested the following hypothesis: density affects the OSR of* P. lividus *populations. Results showed that the adult sex ratio was skewed towards male dominance at low adult density and towards a balanced equilibrium at high adult density.*

Key-words: *density, echinoid, adaptive sex ratio.*

Introduction - Sex allocation theory explains the way in which gonochorists species allocate resources to male compared with female sexual function (sex ratio) and simultaneous hermaphrodites shunt their reproductive output (number of sperm delivered *vs* eggs deposited) (Charnov, 1982; Gianguzza *et al*., 2004). To provide new insights into sex allocation theory, the operative sex ratio (OSR), the proportion of sexually mature males divided by the total number of sexually mature adults of both sexes at any one time, of the edible sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lam.) was studied on barren substrates of Ustica Island MPA (SW Italy, Mediterranean Sea). In this study we tested the following hypothesis: population density affects the OSR of *P. lividus*. In particular, at low density sites, where animals are in better than average condition, an excess of males is expected (Kruuk *et al*., 1999).

Materials and methods - The OSR of *P. lividus* was estimated two times (July 2004 and June 2005) at four sites, two sites characterized by low *P. lividus* density (take zone C) and two controls with high density (no take zone A). Adult sea urchins (from 40 to 60 mm) present within quadrates of 1 m^2 (n=10) were independently collected by scuba diving. Furthermore, sex of each sea urchin collected was estimated by viewing its gonads under a Leitz M3C dissection microscope. Significant deviations if the sex ratio from 0.5 were tested in each site using a χ^2 test (Sokal e Rohlf, 1995).

Results - A total of 303 sea urchins were collected and there were 173 males and 130 females. The maximum and minimum mean *P. lividus* OSR value (±S.E) was recorded in June 2005 at site L_1 and H_2 (0.78±0.13 and 0.36±0.06 respectively). As predicted males were significantly more abundant at low *P. lividus* density sites than controls (χ^2=4.2, DF=1, P=0.03; χ^2=9.2, DF=1, P=0.02 site L_1 and L_2 July 2004 respectively and χ^2=8.3, DF=1, P=0.003; χ^2=8.8, DF=1, P=0.002 site L_1 and L_2 June 2005 respectively). Results showed that the adult sex ratio was skewed towards male dominance at low adult density and towards a balanced equilibrium at high adult density.

Conclusions - Results of this preliminary study suggest that the OSR of *P. lividus* may vary with biological factors such as density. In fact, at higher densities, there was a more equal sex ratio whereas at low density sites males of *P. lividus* were significantly more abundant. This study produced further support for the hypothesis that density might produce a biased OSR in ways that appear adaptive. Moreover, the use of OSR as an indicator of the *P. lividus* status may be helpful for the management of this important resource, with potential applications in conservation biology and fisheries management.

References

CHARNOV E.L. (1982) - *The theory of sex allocation*. Princeton University Press, Princeton, NJ.

GIANGUZZA P., BADALAMENTI F., JENSEN K.R., CHEMELLO R., CANNICCI S., RIGGIO S. (2004) - Body size and mating strategies in the simultaneous hermaphrodite *Oxynoe olivacea* (Mollusca, Opisthobranchia, Sacoglossa). *Funct. Ecol.*, **18**: 899-906.

KRUUK L.E.B., CLUTTON-BROCK T.H., ALBON S.D., PEMBERTON J.M., GUINNESS F.E. (1999) - Population density affects sex ratio variation in red deer. *Nature,* **399**: 459-461.

SOKAL R.R., ROHLF F.J. (1995) - *Biometry*: *The principles and practice of statistics in biology research,* 3rd Edition Freeman, New York.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 110-111

C. Lombardi, S. Saldaña, E. Cagnoli, F. Giacomazzi, M. Marchetti, E. Mioni, P. Varrella, S. Veneziani

Cooperativa Natour, Fortezza della Brunella - 54011 Aulla (MS), Italia.
chiara.lombardi@unipv.it

PRESENZA E DISTRIBUZIONE DI *CAULERPA RACEMOSA* VAR. *CYLINDRACEA* (CAULERPALES, CHLOROPHYTA) NELL'AREA MARINA PROTETTA "CINQUE TERRE" (MAR LIGURE)

PRESENCE AND DISTRIBUTION OF CAULERPA RACEMOSA *VAR.* CYLINDRACEA *(CAULERPALES, CHLOROPHYTA) IN "CINQUE TERRE" MARINE PROTECTED AREA (LIGURIAN SEA)*

Abstract *– Presence of* Caulerpa racemosa *var.* cylindracea *was investigated in "Cinque Terre" Marine Protected Area (Ligurian Sea). In 2005 and 2006 the distribution of the green macroalga was monitored by means of "Seawatching" activity and SCUBA diving. Spreading of* Caulerpa racemosa *var.* cylindracea *is observed in the AMP of "Cinque Terre".*

Key-words: Caulerpa racemosa*, marine parks, seawatching, spreading, Ligurian Sea.*

Introduzione – A partire dagli anni '90 *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh var. *cylindracea* (Sonder)Verlaque, Huisman et Boudouresque, proveniente dal sudovest australiano (Verlaque *et al.*, 2003), ha colonizzato rapidamente ampie aree del Mediterraneo (Piazzi e Cinelli, 1999; Piazzi *et al.*, 2005) grazie alle diverse modalità riproduttive, di moltiplicazione e di dispersione. Le prime segnalazioni per il Mar Ligure risalgono dalla fine degli anni '90 (Modena *et al.*, 2000), mentre nell'AMP "Cinque Terre" la specie compare tra il 2000 e il 2003 nella Baia di Monterosso al Mare (Piazzi *et al.*, 2000; http://www.santateresa.enea.it/wwwste/banchedati/ bdambmar.html banca dati ENEA). Il presente studio è volto ad indagare la presenza e la distribuzione di *C. racemosa* var. *cylindracea* nell'AMP "Cinque Terre" negli anni 2005 e 2006.

Materiali e metodi – La presenza, il substrato e la profondità di crescita di *Caulerpa racemosa* (Forsskål) var. *cylindracea*, nelle località dell'AMP "Cinque Terre", sono stati monitorati, attraverso controllo visuale, tra giugno e ottobre del 2005 e del 2006. Le osservazioni sono state condotte nell'ambito dell'attività di "Seawatching", promossa dall'AMP "Cinque Terre" con lo scopo di avvicinare il pubblico alla conoscenza scientifica ed al rispetto dell'ambiente marino. I rilevamenti, effettuati dagli operatori di "Seawatching" (educatori ambientali e subacquei), tramite immersioni con autorespiratore e in apnea, sono stati realizzati nelle stesse località in entrambi gli anni: Riomaggiore (Punta Montenero- zone A e B), Manarola (Palaedo), Corniglia (Punta del Luogo), Vernazza, Monterosso (Punta Mesco - zona A, Punta Corone - zona C) e Levanto (La Santa). I dati relativi alla presenza ed alla distribuzione della specie sono stati confrontati con i dati noti dalla letteratura per altri siti del Mar Mediterraneo.

Risultati – Tra giugno e ottobre 2005 l'alga è presente all'interno di tutte le località dell'AMP con la sola eccezione di Vernazza, dove non viene segnalata la presenza della specie. La crescita è avvenuta prevalentemente su substrato roccioso (62.5%), in un numero minore di casi su substrato misto (roccia e sabbia) (31.25%) e su matte morta (6.25%). Il range batimetrico di distribuzione dell'alga, osservato per il periodo di studio, è compreso tra 4 e 22 m. Le osservazioni condotte tra giugno e settembre 2006 rivelano un'estensione della distribuzione dell'alga all'interno dell'AMP "Cinque Terre". Si riscontra un aumento dell'abbondanza di *C. racemosa* var. *cylindracea* nella

località di Monterosso al Mare (Zona B) e nuove segnalazioni all'interno della località di Vernazza. I dati relativi al substrato di crescita confermano, come prevalente, quello roccioso (80%), con alcuni casi di crescita su substrato misto (20%). Il range batimetrico di distribuzione è compreso tra 1 e 22 m.

Conclusioni - In circa 16 anni *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* ha colonizzato estese aree da ovest ad est del Mediterraneo e, in soli sei anni (2000-2006), è andata diffondendosi in tutta l'AMP "Cinque Terre". Le osservazioni condotte tra l'estate e l'autunno del 2005 e del 2006, periodo di massimo sviluppo della specie, confermano la presenza dell'alga in tutte le località dell'AMP. L'incremento della distribuzione e l'estensione dei limiti batimetrici in alcune zone dell'AMP testimoniano la rapida diffusione della specie, come già osservato per altri siti del Mediterraneo (Modena *et al.* 2000; Piazzi *et al.* 2005). Rispetto alla fine degli anni '80 le comunità macroalgali segnalate nell'AMP hanno subito un declino in termini di substrato occupato e numero di specie presenti (ENEA, 1989), confermando gli effetti negativi della specie sulla biodiversità delle comunità bentoniche (Piazzi *et al.*, 2005). Con il presente studio si vuole sottolineare l'importanza del monitoraggio di *C. racemosa* var. *cylindracea* all'interno di aree di alto interesse ecologico come le AMP e dell'utilizzo del "Seawatching" come strumento educativo e valido supporto alla ricerca scientifica.

Ringraziamenti - La ricerca è stata resa possibile dall'attività di "Seawatching" dell'Area Marina Protetta "Cinque Terre", svolta in collaborazione con Legambiente Liguria. Si ringrazia l'Ente Parco "Cinque Terre" per il supporto logistico nello svolgimento dei rilevamenti; il Dr. Andrea Peirano (ENEA - S. Teresa) per i suggerimenti.

Bibliografia

ENEA, 1989 - Elementi per il progetto di parco marino delle Cinque Terre. ENEA-CREA, S.Teresa.

MODENA M., MATRICARDI G., VACCHI M., GUIDETTI P. (2000) – Spreading of *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh (Bryopsidaceae, Chlorophyta) along the coasts of the Ligurian Sea. *Cryptogamie, Algologie,* **21** (3): 301-304.

PIAZZI L., CINELLI F. (1999) – Développement et dynamique saissonière d'un peuplement méditerranéen de l'algue tropicicale *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh. *Cryptogamie, Algologie,* **20**: 295-300.

PIAZZI L., MEINESZ A., VERLAQUE M., AKÇALI B., ANTOLIĆ B., ARGYROU M., BALATA D., BALLESTEROS E., CALVO S., CINELLI F., CIRIK S., COSSU A., D'ARCHINO R., DJELLOULI A.S., JAVEL F., LANFRANCOE., MIFSUD C., PALAJ D., PANAYOTIDIS P., PEIRANO A., PERGENT G., PETROCELLI A., RUITTON S., ŽULJEVIĆ A., CECCHERELLI G. (2005) – Invasion of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: an assessment of the spread. *Cryptogamie, Algologie,* **26** (2): 189-202.

RUITTON S., VERLAQUE M., BOUDOURESQUE C.-F. (2005) – Seasonal changes of the introduced *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) at the northwest limit of its Mediterranean range. *Aquatic botany,* **82**: 55-70.

VERLAQUE M., DURAND C., HUISMAN J.M., BOUDOURESQUE C.F., LE PARCO Y. (2003) – On the identity and origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta). *European Journal of Phycology,* **38**: 325-329.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 112-113

A. Pais, L.A. Chessa, S. Serra, A. Ruiu, G. Meloni, S. Saba

Sezione di Acquacoltura ed Ecologia Marina, Dip. di Scienze Zootecniche, Università di Sassari,
Via E. De Nicola, 9 - 07100 Sassari, Italia.
pais@uniss.it

EFFETTI DELLE MISURE DI TUTELA SUL RICCIO DI MARE *PARACENTROTUS LIVIDUS* NELL'AREA MARINA PROTETTA DI CAPO CACCIA - ISOLA PIANA (SARDEGNA NORD OCCIDENTALE)

PROTECTION EFFECTS ON THE SEA URCHIN PARACENTROTUS LIVIDUS *AT CAPO CACCIA - ISOLA PIANA MARINE PROTECTED AREA (NORTH WESTERN SARDINIA)*

Abstract *- Density, test diameter and biomass of* Paracentrotus lividus *were evaluated in 2 locations within a Sardinian MPA and in 2 adjacent locations impacted by both professional and recreational fisheries. All the variables considered showed significantly higher values within the MPA than at controls, confirming that this species demonstrates a positive response to protection from fishing inside marine reserves.*

Key-words: *environmental protection, echinoderm fisheries, man-induced effects, Mediterranean Sea.*

Introduzione - La raccolta del riccio di mare commestibile, *Paracentrotus lividus* (Lamarck), è un'attività alieutica diffusa in varie zone del Mediterraneo (Tortonese, 1965; Boudouresque e Verlaque, 2001). In Sardegna, sebbene regolamentata, la pesca di questo Echinoideo viene intensamente esercitata durante tutto l'anno, in particolare nella Rada di Alghero (Pais *et al.*, 2006). Scopo del presente lavoro è stato quello di comparare i popolamenti di questa specie all'interno dell'Area Marina Protetta di Capo Caccia - Isola Piana con quelli di aree circostanti in cui il suo prelievo è regolarmente effettuato sia a livello professionale che amatoriale.

Materiali e metodi - Nell'autunno 2004 sono stati rilevati densità (numero di individui m^{-2}; n=20 quadrati da 1×1 m per zona) e diametro del dermascheletro (in mm; n=100 individui per zona) di *P. lividus* su substrati calcarei rocciosi situati a profondità comprese tra 3 e 5 m, ricoperti prevalentemente da alghe erette e Rodoficee incrostanti. I campionamenti sono stati effettuati in immersione SCUBA in 2 aree situate all'interno della zona B (di riserva generale) della AMP di Capo Caccia - Isola Piana (Cala Inferno e Porto Agra; P1 e P2) ed in altre 2 aree di controllo soggette a pressione di pesca (Punta Negra e Cala Bona; F1 e F2). Per mezzo della relazione $W=0{,}0032D^{2{,}479}$ (W=peso umido totale; D=diametro), calcolata da Pais *et al.* (2006) per *P. lividus* nella stessa area della Sardegna Nord occidentale, è stata inoltre stimata la biomassa media dei ricci (in g m^{-2}) per ciascuna zona considerata. I dati raccolti sono stati elaborati con l'ANOVA considerando i fattori protezione (I, fisso; 2 livelli) e zona (L, random e nidificato in I; 2 livelli), previa applicazione del test C di Cochran al fine di verificare l'omogeneità delle varianze (Underwood, 1997).

Risultati - All'interno della AMP è stata osservata una densità media di *P. lividus* di 19,4±5,8 individui m^{-2} in P1 e di 17,8±5,9 in P2, mentre nelle zone soggette a prelievo sono stati mediamente rilevati 8,9±4,0 individui m^{-2} in F1 e 11,3±4,0 in F2. L'ANOVA ha evidenziato differenze significative ($F=34{,}7$; $p<0{,}05$) per il fattore protezione, ma non tra zone all'interno dello stesso livello di protezione [L(I)]. Il diametro medio del dermascheletro dei ricci esaminati nella AMP è risultato pari a 55,3±5,3 mm in P1 ed a 48,2±5,0 mm in P2, mentre nelle zone circostanti sono stati misurati valori

medi decisamente inferiori (31,8±6,8 mm in F1 e 32,5±6,5 mm in F2). Anche in questo caso l'ANOVA ha mostrato differenze significative ($F=30,9$; $p<0,05$) per il fattore protezione, ma anche tra le diverse zone considerate ($F=35,4$; $p<0,001$) esclusivamente attribuibili, come dimostrato dalla scomposizione dell'ANOVA, a notevoli differenze tra P1 e P2 ($F=92,9$; $p<0,001$). Per quanto concerne le distribuzioni taglia-frequenza, il diametro di *P. lividus* è risultato decisamente maggiore all'interno della AMP (classi modali di 60 mm in P1 e 50 mm in P2) che nelle zone impattate dalle attività di pesca (30 mm in F1 e 40 mm in F2). Il valore medio di biomassa dei ricci calcolato è risultato notevolmente superiore all'interno della AMP (1.555,5±382,6 g m^{-2} in P1 e 872,3±282,6 g m^{-2} in P2) che nelle zone di controllo (165,1±59,2 g m^{-2} in F1 e 164,7±46,3 g m^{-2} in F2). L'ANOVA ha evidenziato differenze significative sia per il fattore protezione ($F=20,4$; $p<0,05$) sia tra le diverse zone considerate ($F=14,7$; $p<0,001$), malgrado queste ultime siano risultate unicamente ascrivibili a considerevoli differenze tra P1 e P2 ($F=19,3$; $p<0,001$).

Conclusioni - I valori di densità, diametro del dermascheletro e biomassa di *P. lividus* rilevati nella AMP di Capo Caccia - Isola Piana sono stati decisamente superiori a quelli registrati in zone adiacenti della Rada di Alghero in cui la raccolta di questa specie viene sistematicamente effettuata da pescatori professionisti e sportivi. Anche in questa AMP della Sardegna Nord occidentale, pertanto, le misure di tutela sembrano essere realmente efficaci per i popolamenti di questo Echinoideo, come già evidenziato da Lecchini *et al.* (2002) nella riserva marina di Cerbère-Banyuls (Francia) e da Gianguzza *et al.* (2006) nella AMP di Ustica (Sicilia). Le nostre osservazioni, tuttavia, appaiono in contrasto con quelle effettuate da Sala e Zabala (1996) nella riserva marina delle Isole Medes (Spagna) e da Guidetti (2006) nella AMP di Torre Guaceto (Puglia), in cui l'effetto della protezione ha mostrato favorire soprattutto i predatori naturali di *P. lividus* (*i.e.*, sparidi), con un evidente effetto a cascata a discapito degli stock di questa specie. Ulteriori indagini su scale spazio-temporali più ampie sono perciò necessarie per confermare i risultati del presente studio.

Bibliografia

BOUDOURESQUE C.F., VERLAQUE M. (2001) - Ecology of *Paracentrotus lividus*. In: Lawrence J.M. (ed), *Edible sea urchins: biology and ecology*. Elsevier, Amsterdam: 177-216.

GIANGUZZA P., CHIANTORE M., BONAVIRI C., CATTANEO-VIETTI R., VIELMINI I., RIGGIO S. (2006) - The effects of recreational *Paracentrotus lividus* fishing on distribution patterns of sea urchins at Ustica Island MPA (Western Mediterranean, Italy). *Fish. Res.*, **81** (1): 37-44.

GUIDETTI P. (2006) - Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecol. Appl.*, **16** (3): 963-976.

LECCHINI D., LENFANT P., PLANES S. (2002) - Variation in abundance and population dynamics of the sea-urchin *Paracentrotus lividus* on the Catalan coast (north-western Mediterranean Sea) in relation to habitat and marine reserve. *Vie Milieu*, **52** (2-3): 111-118.

PAIS A., CHESSA L.A., SERRA S., MELONI G., RUIU A., MANUNZA B. (2006) - Morphometric relationships and annual gonad index of the edible sea urchin *Paracentrotus lividus* from North western Sardinia. *Biol. Mar. Medit.*, **13** (2): 202-203.

SALA E., ZABALA M. (1996) - Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **140**: 71-81.

TORTONESE E. (1965) - *Echinodermata*. Fauna d'Italia, Vol. VI. Calderini, Bologna: 422 pp.

UNDERWOOD A.J. (1997) - *Experiments in Ecology. Their logic design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge: 504 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 114-115

M. Relini, G. Palandri, L. Lanteri, F. Garibaldi, F. Tinti, L. Orsi relini

Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (Dip.Te.Ris.), Università di Genova, Corso Europa, 26 – 16132 Genova, Italia.
largepel@unige.it

MONITORAGGIO DI GRANDI PESCI PELAGICI DALLA TONNARELLA DI CAMOGLI: IL CASO DEL TOMBARELLO, *AUXIS ROCHEI*

MONITORING LARGE PELAGIC FISHES AT THE TUNA TRAP OF CAMOGLI: THE CASE OF THE BULLET TUNA, AUXIS ROCHEI

Abstract *– The tuna trap of Camogli allows the monitoring of the migratory routes of small tunas. The catches of the bullet tuna,* A. rochei *during spring-summer, formed by spawners, mirror those of bluefin to the large tuna traps of southern Italy. Work is in progress, to solve many questions which remain opened about this species.*

Key-words: Auxis rochei*, tuna trap, spawning migrations, adult sizes.*

Introduzione – La tonnarella di Camogli, collocata nell'AMP di Portofino, in prossimità della punta occidentale del Promontorio, rappresenta un punto di osservazione di grande rilievo del pesce pelagico, soprattutto per le specie che compiono percorsi costieri. A partire dal 1600 la costa ligure-provenzale includeva numerosi impianti del genere in cui si catturavano anche – e forse principalmente – tonni (Mouton, 2004). Oggi questo impianto, attivo da aprile a settembre, cattura circa 50 t di pesce all'anno, di cui il principale rappresentante della famiglia Scombridae, sottofamiglia Tunninae, è il tombarello o biso, *Auxis rochei* (Risso, 1810); questa specie contribuisce a circa il 20% delle catture (Relini, 2001).

Il tombarello del Mediterraneo è inquadrato nella tassonomia del genere *Auxis* col binomio sopracitato, che si contrappone a una seconda specie, *Auxis thazard*, una volta ritenuta propria dell'area indopacifica. Oggi, le due specie di *Auxis* risultano presenti anche sulle due sponde dell'Atlantico (Collette e Aadland, 1996). I caratteri utilizzati da numerosi autori per separare le due specie (Uchida, 1981; Collette e Aadland, 1996) sembrano coesistere nella popolazione mediterranea, come già aveva notato Tortonese (1963); questa popolazione pertanto richiede uno studio dedicato, con approfondimenti morfologici, riproduttivi e genetici, che sono in corso di svolgimento con il progetto TUNING finanziato dal MIUR.

Materiali e metodi – Le catture sono state monitorate nello sbarcato della tonnarella rilevando misure di lunghezza alla forca (LF) e peso (kg) nelle singole operazioni di pesca dette "levate". In condizioni normali la "levata", ovvero la raccolta del pesce nella camera della morte, si fa tre volte al giorno. Gli istogrammi della Fig. 1 rappresentano singoli rilevamenti giornalieri della stagione 1995.

Risultati – Consistenti catture sono state osservate da aprile a luglio, mesi che appartengono alla stagione riproduttiva (Piccinetti e Piccinetti Manfrin, 1993). La composizione del pescato è illustrata in Fig. 1: la tonnarella cattura quasi esclusivamente pesci adulti. All'inizio della stagione si può notare un gruppo di individui dell'intervallo 41-47 cm, con taglia modale a 43 cm (Fig. 1A). Queste taglie sono tra le più grandi osservate in Mediterraneo: sia nel settore orientale (Bok e Oray, 2001) sia in quello occidentale (Macias *et al*., 2006). La taglia modale qui evidenziata, 43 cm, viene assegnata rispettivamente al quinto e al terzo anno di vita dagli autori citati e al quarto anno da Santamaria *et al.* (1996). A luglio è evidente una comparsa di

individui di taglie inferiori, a partire da 35 cm (Fig. 1B), in cui potrebbero collocarsi due coorti. Anche questi ultimi soggetti sono adulti.

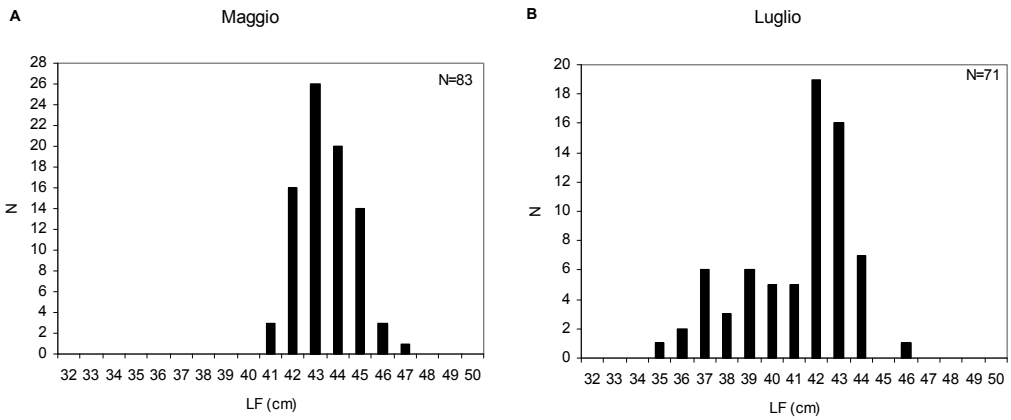


Fig. 1 - Distribuzioni lunghezza/frequenza di *A. rochei* pescati a maggio (a) e a luglio (b) nella tonnarella di Camogli.
Size/frequency distributions of A. rochei *caught in May (a) and July (b) at the tuna trap of Camogli.*

Conclusioni – Sulle coste della Spagna si verifica uno spostamento dei massimi di cattura di *Auxis,* da Ovest verso Nord-Est e ritorno, che suggerisce una migrazione genetica di *A. rochei,* dall'Atlantico attraverso lo stretto di Gibilterra fino a aree di deposizione mediterranee (Sabatés e Recasens, 2001), come avviene per il tonno rosso. Il Mar Ligure rappresenta una spawning area, da cui si spera possano essere risolti molti interrogativi che tuttora riguardano questa specie.

Ringraziamenti: Si ringraziano i pescatori di Camogli che hanno reso possibile questo studio.

Bibliografia

BOK T., ORAY I.K. (2001) – Age and growth of bullet tuna *Auxis rochei* (Risso, 1810) in Turkish waters. *ICCAT, Coll. Vol. Sci. Pap*., **52** (2): 708-718.

COLLETTE B.B., AADLAND C.R. (1996) - Revision of the frigate tunas (Scombridae, *Auxis*), with descriptions of two new subspecies from the eastern Pacific. *Fish. Bull*., **94**: 423-441.

MACIAS D., LEMA L., GOMEZ-VIVES M.J., ORTIZ DE URBINA J.M., DE LA SERNA J.M. (2006) - Some biological aspects of small tunas (*Euthynnus alletteratus*, *Sarda sarda* & *Auxis rochei*) from the south western spanish Mediterranean. *ICCAT, Coll. Vol. Sci. Pap*., **59** (2): 579-589.

MOUTON P. (2004) – Le thon de la Méditerranée. Edisud, Aix-en-Provence: 140 pp.

PICCINETTI C., PICCINETTI MANFRIN G. (1993) - La riproduzione dei tunnidi in Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.,* **1**: 325-328.

RELINI M. (2001) – Changes in a north western Mediterranean fish coastal assemblage on the basis of the catches of the Camogli tuna trap. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **36**: 314.

SABATÉS A., RECASENS L. (2001) – Seasonal distribution and spawning of small tunas (*Auxis roche*i and *Sarda sarda*) in the nortwestern Mediterranean. *Sci. Mar*., **65** (2): 95-100.

SANTAMARIA M., SION L., CACUCCI M., MEGALOFONOU P. (1996) – Note preliminari di biologia e pesca del tombarello, *Auxis rochei* (Risso, 1810), nel golfo di Taranto. *Biol. Mar. Medit*., 3 (1): 573-575.

TORTONESE E. (1963) – La popolazione Mediterranea di *Auxis* (*Pisces Thunnidae*) in rapporto alla sistematica del genere. *Ann. Civ. Mus. Sc. Nat*., **74**: 140-155.

UCHIDA R.N. (1981) – Synopsis of biological data on frigate tuna, *Auxis thazard*, and bullet tuna, *A. rochei. U.S. Dep. Comm., NOAA Tech. Rep., NMFS Circular,* **436**: 63 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 116-117

M. Relini, G. Palandri, L. Orsi relini

Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (Dip.Te.Ris.), Università di Genova, Corso Europa, 26 – 16132 Genova, Italia.
largepel@unige.it

MONITORAGGIO DI GRANDI PESCI PELAGICI DALLA TONNARELLA DI CAMOGLI: IL CASO DELLA PALAMITA, *SARDA SARDA* (BLOCH)

MONITORING LARGE PELAGIC FISHES AT THE TUNA TRAP OF CAMOGLI: THE CASE OF SARDA SARDA *(BLOCH)*

Abstract *– The catches of* Sarda sarda *monitored at the tuna trap of Camogli during three consecutive fishing seasons, show the shift spawners- young of the year which occurs in coastal waters in spring as well as the growth and the maturation of young fish.*

Key-words: Sarda sarda*, tuna trap, growth, maturation.*

Introduzione – La tonnarella di Camogli, situata all'interno dell'AMP di Portofino, rappresenta un raro caso di persistenza nel tempo di un sistema di pesca, diffusa a partire dal 600 nell'area ligure-provenzale, per la cattura di pesci pelagici che muovono lungo la costa; tra queste specie si annoverava il tonno rosso (Mouton 2004). Nel volgere del 1900 la pesca del tonno è passata sostanzialmente dalle tonnare fisse alle tonnare volanti che operano al largo.

Al momento la tonnarella di Camogli attiva da aprile a settembre, ha un pescato essenzialmente formato da Carangidi (*Seriola dumerili*, *Trachurus* sp. p.) Scombridi (*Auxis rochei*, *Sarda sarda*, *Scomber scombrus*, *S. japonicus colias*) e Sparidi (principalmente *Boops boops* e *Sarpa salpa*) (Relini, 2001). Per la sua posizione avanzata sul promontorio di Portofino e la continuità dell'azione di pesca in un arco temporale di circa sei mesi, la tonnarella rappresenta un eccezionale punto di osservazione sui pesci capaci di ampi spostamenti, come la palamita, una specie la cui conoscenza include ancora molte lacune. I percorsi costieri della palamita sono documentati da un episodio di marcatura-ricattura: un individuo di 29 cm LF (300g di peso), marcato in Catalogna in ottobre, percorse 370 miglia nautiche in 118 giorni, arrivando in vicinanza di Gibilterra; nel frattempo crebbe di 7 cm in lunghezza e 360 g di peso (Rey e Cort, 1978).

Sarda sarda fa parte del prodotto più pregiato della tonnarella con catture dell'ordine di 3-4 t/anno su un totale complessivo medio di circa 50 t (Relini, 2001) Un'analisi delle catture di palamita del periodo 1950-1975 aveva messo in evidenza come queste oscillino con un periodo pressappoco decennale (Balestra *et al*., 1976).

Materiali e metodi – Le catture sono state monitorate per tre anni, rilevando misure di lunghezza alla forca di complessivamente 1500 individui. Sono inoltre state rilevate le condizioni riproduttive di subcampioni, per un totale di 102 individui.

Risultati e conclusioni - La composizione del pescato è illustrata in Fig. 1. L'attività di pesca comincia ad aprile su individui adulti di buona taglia che dopo un mese circa spariscono e sono sostituiti da pesci più giovani (Fig. 1b). Questa coorte può essere seguita nel suo accrescimento per mezzo delle distribuzioni lunghezza frequenza in serie temporale sino ad ottobre, quando l'attività di pesca si chiude. Una volta trascorso l'inverno si ritrova la stessa coorte (pesci di 2 anni) alla riapertura primaverile, in maturazione avanzata. La tonnarella permette così di verificare un segmento importante della vita della palamita ed il suo allontanarsi dalle acque costiere in coincidenza con

la riproduzione. Quest'ultimo dato conferma un'ipotesi sul comportamento riproduttivo derivata dalla mappatura di uova e larve (Sabates e Recasen, 2001), secondo cui la deposizione avverrebbe al largo. La crescita qui illustrata smentisce alcune ipotesi precedenti (Rey *et al*., 1984; Santamaria *et al*., 1998).

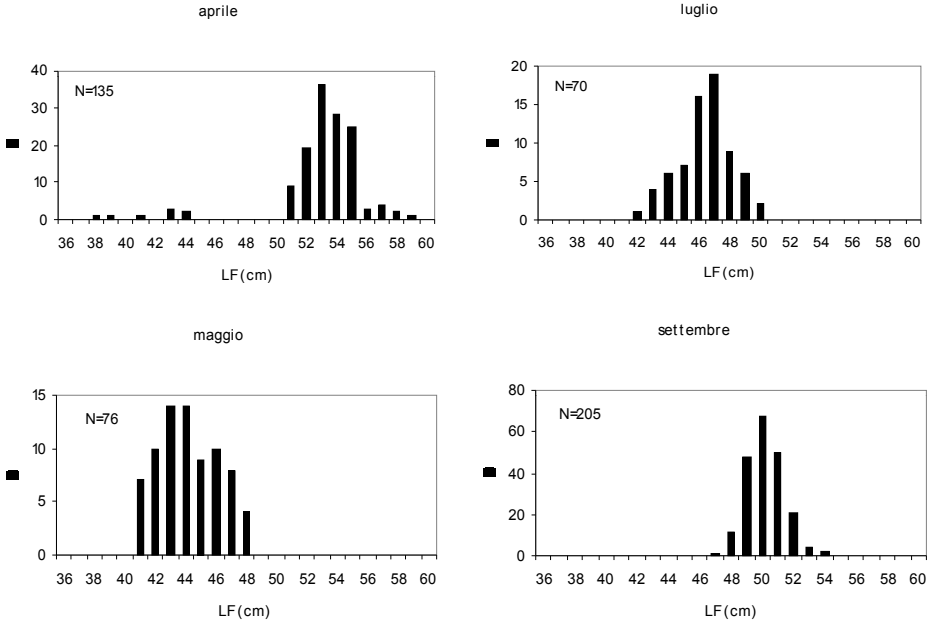


Fig. 1 - Distribuzioni lunghezza/frequenza di *Sarda sarda* pescate ad aprile, maggio, luglio e settembre nella tonnarella di Camogli.

Size/frequency distributions of Sarda sarda *caught in April, May, July and September in the tuna trap of Camogli.*

Ringraziamenti: Si ringraziano i pescatori di Camogli che hanno reso possibile questo studio.

Bibliografia

BALESTRA V., BOERO F., CARLI A. (1976). Andamento del pescato della tonnarella di Camogli dal 1950 al 1974. Valutazioni bio-statistiche. *Boll. pesca piscic. Idrobiol*., **31** (1-2): 105-115.

MOUTON P. (2004) – Le thon de la Méditerranée. Edisud, Aix-en-Provence: 140 pp.

REY J.C., CORT J.L. (1978) – Nota sobre los primeros resultados de la campaña de marcado de tunidos frente al litoral de Castellon. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr*., **4** (3): 140-142.

REY, J.C., ALOT E., RAMOS A. (1984) – Synopsis biologica del bonito, *Sarda sarda* (Bloch), del Mediterraneo y Atlantico Este. *ICCAT, Coll. Vol. Sci. Pap.,* **20** (2): 469-502.

RELINI M. (2001) – Changes in a north western Mediterranean fish coastal assemblage on the basis of the catches of the Camogli tuna trap. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **36**: 314.

SABATÉS A., RECASENS L. (2001) – Seasonal distribution and spawning of small tunas (*Auxis rochei* and *Sarda sarda*) in the nortwestern Mediterranean. *Sci. Mar*., **65** (2): 95-100.

SANTAMARIA, N., SION L., CACUCCI G.,DE METRIO G. (1998) – Età ed accrescimento di *Sarda sarda* (Bloch, 1793) (Pisces, Scombridae) nello Ionio Settentrionale. *Biol. Mar. Medit*., **5** (1): 721-725.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 118-119

F. Rende, G. Gagliardi[1], E. Madeo[2], M.A. Menniti[2], F. Riolo[3]

ICRAM, Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.
fs.rende@icram.org
[1]Dip. Elettronica Informatica Sistemistica, Università della Calabria, Italia.
[2]Dip. di Ecologia, Università della Calabria, Italia.
[3]Mappamondogis, Parma, Italia.

SPERIMENTAZIONE DI UN SOFTWARE PER IL CALCOLO DI UN NUOVO INDICE ECOLOGICO BASATO SULLA FANEROGAMA MARINA *POSIDONIA OCEANICA*

EXPERIMENTAL SOFTWARE TO CALCULATE A NEW ECOLOGICAL INDEX BASED ON THE SEAGRASS POSIDONIA OCEANICA

Abstract - *The seagrass* Posidonia oceanica *(L.) Delile is considered as an excellent environmental indicator for coastal waters quality. Thus, as required by the Water Framework Directive (WFD 2000/60 EC), the assessment of the ecological status should be developed using a set of ecological indexes based on the* P. oceanica *meadow conditions. The main aim of this study was to develop a software to calculate of a new ecological index using a non destructive monitoring method.*

Key-words: Posidonia oceanica*, Water Framework Directive, Ecological Index, GIS.*

Introduzione - Le praterie di *P. oceanica* sono considerate un eccellente indicatore ambientale (Pergent *et al.,* 1995). In questo lavoro viene proposto un software ideato per calcolare un nuovo indice ecologico per definire le condizioni dell'ambiente costiero basato sul monitoraggio non distruttivo di tali praterie. Questo indice di qualità ambientale (IQA) viene ricavato utilizzando i classici descrittori fisiografici e strutturali della pianta ed è quindi predisposto per aggiungersi a quanto già realizzato in ambito internazionale per l'implementazione della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE (Romero *et al.,* 2007; Buia *et al*., 2005). Il dato elaborato dal software può essere inoltre esportato in un sistema GIS per effettuare interpolazioni di tipo probabilistico Kriging o deterministico IDW (Inverse distance weighted). Sperimentazioni preliminari dell'IQA elaborato dal software sono state già trasferite in un GIS simulato al fine di classificare alcune praterie dell'AMP Capo Rizzuto (KR).

Materiali e metodi - L'applicazione software è stata realizzata utilizzando Il linguaggio di programmazione Java su piattaforma "*open-source*" Eclipse. L'IQA, realizzato per classificare le praterie, consiste in un semplice modello ottenuto con tecniche di data mining. In pratica è stato costruito un dataset predefinito secondo il formato attributo - valore, costituito da 10 attributi di input che sono 6 descrittori strutturali classici della *P. oceanica* e quattro descrittori fisiografici. Gli attributi considerati sono: densità, % ricoprimento, % matte morta, compattezza matte, % ricoprimento epifiti, tipologia di substrato, tasso di sedimentazione, disturbi costa, livello di impatto antropico, torbidità dell'acqua. Ogni attributo di input o descrittore è composto da una serie di classi o attributi di output e ad ogni classe è stato assegnato un valore ambientale (VA) di tipo numerico compreso tra 1 e 5. E' stato quindi realizzato un albero decisionale, dove dalla combinazione e somma dei valori ambientali (VA) delle classi o attributi di output si perviene alla definizione del valore ambientale totale del sito ($VA_{tot.(i)}$) compreso tra il valore ambientale ($VA_{tot.(i)}$) 10, tipico di una prateria disturbata e il valore ambientale ($VA_{tot.(i)}$) 50 tipico di una prateria non disturbata. L'IQA viene calcolato rapportando il ($VA_{tot.(i)}$) del sito indagato con il ($VA_{tot.(r)}$) di riferimento definito come valore teorico 50, tipico di una prateria in ottimo stato. L'IQA è composto da 5 classi di qualità ambientale i cui valori sono compresi tra 0 e

1, ogni valore definisce un preciso stato di qualità ambientale: cattivo IQA (0 - ≤ 0,2), scarso IQA (>0,2 - ≤ 0,4), sufficiente IQA (>0,4 - ≤ 0,6), buono IQA (>0,6 - ≤ 0,8), elevato IQA (>0,8 - ≤ 1). Preliminari sperimentazioni dell'indice sono state eseguite per classificare alcune praterie di *P. oceanica* dell'AMP Capo Rizzuto. In pratica sono stati elaborati, mediante il software, i dati di 50 punti di osservazione (dive spot) di una prateria parzialmente degradata. I dati elaborati dal software sono stati interpolati in un GIS mediante interpolazione deterministica IDW.

Risultati - I risultati ottenuti finora indicano affidabilità del software nel calcolo dell'indice e semplicità d'uso dell'applicazione. Inoltre per quanto riguarda l'IQA la struttura dei descrittori di input e delle classi di output sembrano sufficienti per definire la qualità ambientale definita tramite le praterie. La prima verifica dell'IQA effettuata in ambiente GIS, utilizzando i dati dell'AMP Capo Rizzuto e l'interpolazione IDW tra le coordinate delle stazioni con l'IQA, dimostra che le superfici raster, (ottenute mediante interpolazione IDW), mettono in evidenza in maniera chiara le porzioni di prateria disturbate, (tipico di un IQA cattivo o scarso), rispetto a quelle meno disturbate (tipico di un IQA sufficiente, buono o elevato). Inoltre l'elaborazione geostatistica, ottenuta con la mappa di Voronoi, (serie di poligoni colorati correlati con i punti stazione), ha permesso di identificare le zone con il medesimo valore di IQA.

Conclusioni - Il software proposto pone le basi per la realizzazione di un nuovo protocollo di monitoraggio di tipo non distruttivo delle praterie di *P. oceanica*. L'indice (IQA) calcolato è basato su descrittori sintetici strutturali e fisiografici affidabili utilizzati anche in altri indici (Montefalcone *et al*., 2006). I dati ottenuti possono essere trasferiti in ambiente GIS mediante interpolazione ed analisi geostatistiche permettendo di classificare e visualizzare (come previsto dalla Direttiva 2000/60/CE) lo stato di qualità delle praterie di *P. oceanica*. Terminata la verifica della validità dell'indice IQA, ci proponiamo in futuro di implementare una interfaccia cartografica personalizzata in ArcGis indirizzata a migliorare il calcolo e la rappresentazione dell'IQA in modo da consentirne l'utilizzo su larga scala per definire la qualità dell'ambiente costiero.

Bibliografia

BUIA M.C., SILVESTRE F., IACONO G., TIBERTI L. (2005) – Metodologie per il rilevamento e la classificazione dello stato di qualità ecologico e chimico delle acque, con particolare riferimento all'applicazione del D.Lgs.152/99. APAT: 269-303.

MONTEFALCONE M., ALBERTELLI G., BIANCHI C.N., MARIANI M., MORRI C. (2006) - A new synthetic index and a protocol for monitoring the status of *Posidonia oceanica* meadows: a case study at Sanremo (Ligurian Sea, NW Mediterranean) *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*., **16**: 29-42.

PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., BOUDOURESQUE C.F. (1995) - Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mésogée.,* **54**: 3-29.

ROMERO J., MARTÍNEZ-CREGO B., ALCOVERRO T., PÉREZ M. (2007) - A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the water framework directive (WFD). *Mar. Pollut. Bull.,* **55**: 196-204.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 120-121

F. Rende, D. Rocca[1], P. Cappa[2], A. Marescalco[2]

ICRAM, Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.
fs.rende@icram.org
[1]Dip. di Ecologia Università degli Studi della Calabria, Italia.
[2]Area Marina Protetta Capo Rizzuto, Crotone, Italia.

ANALISI GIS E SORVEGLIANZA DEI LIMITI INFERIORI DELLE PRATERIE DI *POSIDONIA OCEANICA* DELL'AMP CAPO RIZZUTO

GIS ANALYSIS AND A SURVEILLANCE OF THE LOWER LIMITS OF POSIDONIA OCEANICA *MEADOWS IN THE AMP CAPO RIZZUTO*

Abstract *- In this paper it has been described the monitoring program of* Posidonia oceanica *(L.) Delile meadows realized in the Marine Protected Area of Capo Rizzuto (KR, Italy) using a GIS analysis and surveillancing by balisage technique in order to identify environmental criticalities. All the data collected have been showed the sensibility of* P. oceanica *meadows to a polluted environment especially the presence of sediment produces phenomena of muddy water that threaten the health state of the lower limits.*

Key-words: *benthos,* Posidonia oceanica*, lower limit, sediment, GIS.*

Introduzione - Nei fondali dell'AMP Capo Rizzuto sono presenti 744,31 ha di prati a fanerogame marine, di cui 266,63 ha sono di *Posidonia oceanica* su roccia, 34,099 ha di *P. oceanica* su Matte, 101,56 ha di *P. oceanica* su sabbia, e 123,83 ha di prati a *Cymodocea;* infine, da evidenziare, sono stati riscontrati diversi ettari di *P. oceanica* in stato di degrado. I limiti inferiori delle praterie di *P. oceanica* dell'AMP Capo Rizzuto sono sorvegliati da tre anni per mezzo di un balisage e di analisi GIS (Rende *et al.,* 2006). Tramite il balisage viene controllata la dinamica dei limiti inferiori, mentre l'analisi del sistema GIS dell'AMP ci ha permesso di esaminare le varie componenti ambientali, naturali e antropiche presenti nell'AMP e di rapportarle allo stato di salute dei limiti inferiori delle praterie di *P. oceanica* dell'AMP.

Materiali e metodi - L'analisi GIS è stata realizzata tramite una sovrapposizione dei diversi layer informativi del GIS (overlay), quali: qualità delle acque costiere, geologia della costa, batimorfologia e geologia marina, incrociata con i dati del monitoraggio dei limiti inferiori (Rende *et al.,* 2006). A partire dalla suddetta analisi sono state generate carte di sintesi relative alle criticità persistenti sui limiti inferiori della *P. oceanica*. I softwares utilizzati per lo studio sono l'ArcView Gis 3.2, il 3D Analyst e lo Spatial Analyst della ESRI. Sono state poi generate superfici 2D mediante interpolazione TIN "Triangulated Irregular Networks" della batimetria e trasformate poi in superfici GRID. Tramite il Map Calculator, sono state effettuate analisi delle superfici, calcoli in % delle coperture biocenotiche e sedimentarie. La sorveglianza sullo stato di avanzamento dei limiti inferiori viene condotta dal 2004 con la tecnica del balisage, consistente nel posizionamento di opportune aste metalliche in corrispondenza dei limiti inferiori. Nel 2006 le aste metalliche per problemi di deterioramento sono state sostituite con corpi in cemento di 35 Kg di peso.

Risultati - Mediante analisi GIS dell'interpolazione Kriging dei dati della trasparenza dell'acqua (dati ufficiali AMP) è stato riscontrato che diversi tratti della costa dell'Area Marina Protetta hanno valori di trasparenza dell'acqua molto bassi. Relazionando le profondità massime del limite inferiore con la valutazione della trasparenza

dell'acqua è stato verificato che il 55% dei siti evidenzia acque poco trasparenti, mentre il restante 45% evidenzia acque a bassa trasparenza in relazione alla profondità del limite (Pergent *et al*., 1995). Per quanto riguarda il tipo di limite inferiore, quello riscontrato maggiormente è di tipo netto. Inoltre, il 66% dei limiti presenta una densità bassa (Rende *et al.,* 2006), mentre il 12% di essi mostra una densità anormale (Pergent *et al.,*1995). Perfino la velocità di crescita dei rizomi è risultata anormale inferiore nel 77,7% dei siti, mentre solo il 22,2% dei siti sono identificabili in subnormali inferiori. Infine, per la produzione di foglie fascio, tutti i siti monitorati sono classificabili come anormali inferiori (Pergent *et al*., 1995). Dall'analisi spaziale GIS effettuata sul GRID della batimetria è stato calcolato che la fascia batimetrica 0-20 metri rappresenta il 24,6% del fondale e risulta essere quella ove si concentra la maggiore presenza di prati a fanerogame marine (*P. oceanica* e *C. nodosa*), mentre la fascia 20-35 metri rappresenta il 29,8% del fondale e qui la presenza di *P. oceanica* è limitata solo ad alcuni tratti; infine il 45,5% rappresenta la fascia batimetrica 35-100 dove non è stata riscontrata la presenza di fanerogame marine. L'analisi GIS ci ha permesso di verificare che la *P. oceanica,* in corrispondenza del limite inferiore, risulta circondata da una cintura di pelite sabbiosa, che rappresenta il 49,8% dell'intero fondale dell'AMP, rappresentando un fattore di criticità che ostacola l'avanzamento dei limiti inferiori. Lo studio dimensionale delle biocenosi ha evidenziato che le praterie a *Posidonia* su roccia rappresentano il 14,5%, mentre le praterie a *P. oceanica* su sabbia sono il 5,5%, quelle su matte 1,8%, ma il dato più critico arriva dal 7,7% di praterie a *P. oceanica* degradate, e dal 4,2% di matte morta.

Conclusioni - Dalle prime analisi emerge che uno dei maggiori fattori di criticità ambientale per i limiti delle praterie di *P. oceanica* dell'AMP Capo Rizzuto sarebbe costituito dalle caratteristiche geologico-geomorfologiche della costa crotonese: la presenza, infatti, sia nelle aree interne che nella zona costiera di depositi sedimentari di tipo argilloso, frequentemente terrazzati e facilmente soggetti ad erosione e a fenomeni franosi, comporta un aumento della torbidità dell'acqua (Infantino, 1992). Altri fattori concorrono, inoltre, a disturbare la regolare espansione dei prati a fanerogame marine quali la presenza di una pressione antropica non trascurabile, come nei pressi di Capo Rizzuto, al largo del quale risultano degradate 9,37 ha di *P. oceanica*. Lo studio condotto ha permesso dunque di identificare una serie di disturbi sia naturali che antropici che concorrono a minacciare l'espansione delle praterie di *P. oceanica* dell'Area Marina Protetta Capo Rizzuto.

Bibliografia

INFANTINO E. (1992) - *L'ambiente marino della costa crotonese meridionale*. Mar Dioscoron: 135 pp.

MEINESZ A., LAURENT R. (1978) - Cartographie et état de la limite inférieure de l'herbier de *Posidonia oceanica*. Dans les Alpes maritimes, campagne POSEIDON, *Bot. Mar.*, **21**: 513-526.

PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., BOUDOURESQUE C.F. (1995) - Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mésogée,* **54**: 3-29.

RENDE F., ROCCA D., CAPPA P., TRICOLI A., COZZA R. (2006) - Monitoraggio dei limiti inferiori delle praterie di *P. oceanica* nell'Area Marina Protetta Capo Rizzuto (Kr). *Biol. Mar. Medit.,* **12** (2): 206-207.

Lavoro eseguito con fondi del MATTM – DPN, della Provincia di Crotone e dell'A.M.P Capo Rizzuto.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 122-123

M. Targusi, S. Agnesi, I. Giorgi, L. Lattanzi, B. La Porta, P. La Valle, D. Paganelli, L. Tunesi, L. Nicoletti

ICRAM, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
m.targusi@icram.org

FONDI DETRITICI DELLA FUTURA AMP DELL'ISOLA D'ELBA: HOTSPOTS DI BIODIVERSITÀ

DETRITIC BOTTOMS OF THE FUTURE ELBA ISLAND MPA: HOTSPOTS OF BIODIVERSITY

Abstract *– The aim of this study is to analyse macrobenthos organisms living on coastal detritic bottoms of Elba Island (Tyrrhenian Sea), related to the project for a new Protected Marine Areas proposal. The high biodiversity of the benthic community examined and the presence of both* maërl *and* pralines *facies of Coastal Detritic Bottom Biocoenosis (DC), make this island an important area to protect and preserve.*

Key-words: *AMP, benthos, coastal detritic bottom, Elba Island.*

Introduzione - L'ICRAM nell'ambito dell'incarico ricevuto dal Ministero dell'Ambiente (MATTM) per lo studio di alcuni tratti costieri dell'Isola d'Elba, a supporto dell'istituzione della futura Area Marina Protetta (AMP), ha dedicato particolare attenzione ai popolamenti dei fondi mobili. Il presente lavoro descrive i risultati raccolti per il Detritico Costiero (DC), segnalando la presenza di alcune sue *facies* particolarmente meritevoli di conservazione perché caratterizzate dalla presenza di specie protette dalla Direttiva Habitat 92/43/CEE.

Materiali e metodi – L'area di studio è costituita dalle 8 zone indicate dal MATTM (lettere A–H, in Fig. 1). I prelievi di macrobenthos, effettuati con una benna Van Veen da 25 l, sono stati effettuati in 37 stazioni, distribuite lungo 28 transetti perpendicolari alla costa, a profondità comprese tra 30 e 50 m, e denominate con la lettera dell'area seguita dal transetto e dalla profondità. In laboratorio è stato eseguito il sorting e i taxa Polychaeta, Crustacea, Mollusca ed Echinodermata sono stati identificati fino al livello di specie. La struttura del popolamento bentonico è stata descritta attraverso l'indice di ricchezza specifica di Margalef (d), l'indice di equiripartizione di Pielou (J), e l'indice di diversità di Shannon-Weaver (H').

Risultati – Nel complesso sono stati campionati 5.968 individui appartenenti a 447 taxa. I gruppi più abbondanti sono risultati: Polychaeta (4.404 individui; 130 specie), Crustacea (858; 123), Mollusca (246; 66) ed Echinodermata (186; 20). Nel complesso tutte le stazioni presentano popolamenti ascrivibili alla biocenosi del DC. Sono presenti, infatti, specie caratteristiche di questa biocenosi quali i molluschi *Modiolula phaseolina*, *Clausinella brognartii*, *Gonilia calliglypta*, *Glans aculeata*, i crostacei *Urothoe elegans*, *Anapagurus laevis* e *Ebalia tuberosa*, i policheti *Myriochele oculata* e *Hyalinoecia tubicola* e l'echinoderma *Echynociamus pusillus*. In tutte le aree studiate, tranne la H e la E, è stata rinvenuta la *facies* a *pralines* (in 14 stazioni), mentre nelle stazioni Ba40, Ba50 e Bb40 (versante nord), e Da50 (versante sud) è stata rinvenuta la *facies* a *maërl*, caratterizzata dalle specie *Lithothamnion corallioides* e *Phymatolithon calcareum*. Tutti i popolamenti analizzati mostrano elevati valori degli indici di ricchezza e di diversità specifica, con d compreso tra 3,49 e 13,59 e H' tra 2,34 e 5,76. La diversità strutturale osservata riflette la diversità ecologica del popolamento, costituito da specie tipiche di diversi ambienti: specie del DC; sabulicole; legate alla componente grossolana del sedimento; tipiche dei fondi duri; caratteristiche delle biocenosi del Coralligeno; caratteristiche della *Posidonia oceanica*.

Conclusioni – La particolare posizione oceanografica dell'isola d'Elba, al limite fra i bacini tirrenico e ligure, concorre all'elevata diversità osservata nel DC e rende l'isola di particolare interesse da un punto di vista faunistico (Spanò, 1994). La diversità ecologica osservata in questo studio è in accordo con quanto riportato da diversi Autori sulla natura dei fondi detritici (Peres e Picard, 1964; Rosso, 1996; Nicoletti *et al*., 2003; De Domenico *et al*., 2003; La Porta *et al*., 2005), estremamente variabili e fortemente influenzati dalle biocenosi infralitorali e circalitorali circostanti. La presenza della *facies* a *maërl*, caratterizzata da *Lithothamnion corallioides* e *Phymatolithon calcareum,* evidenziano la particolare importanza dei siti che ospitano queste specie di interesse comunitario, meritevoli di specifiche misure di salvaguardia nell'ambito della futura AMP dell'Isola d'Elba.

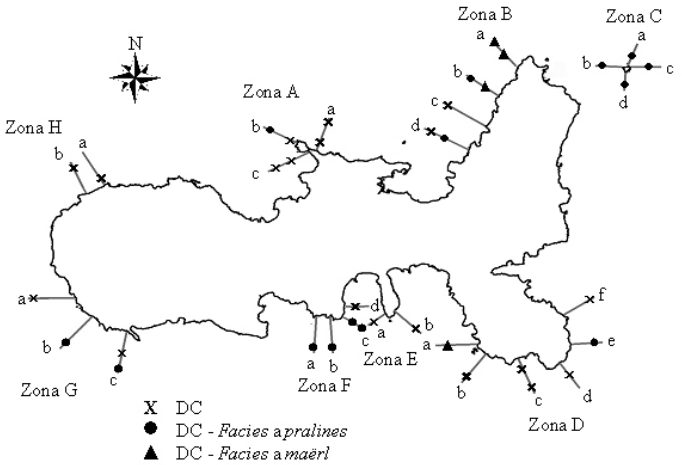


Fig. 1 - Area di studio.
Study area.

Bibliografia

DE DOMENICO F., CASENTINO A., SPANÒ N. (2003) - Fauna carcinologica di due ambienti insulari: Arcipelago Toscano e Isole Pontine. *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 550-554.

LA PORTA B., LATTANZI L., LA VALLE P., NICOLETTI L., FIORENTINI C., BONDANESE C., ALTOBELLI C., CHIMENZ GUSSO C. (2005) - Fauna bentonica di fondi detritici delle Isole Pontine (Mar Tirreno). *Biol. Mar. Medit*., **12** (1): 257-260.

NICOLETTI L., FANELLI E., LATTANZI L., LA VALLE P., GABELLINI M., CHIMENZ GUSSO C. (2003) - Contribution to the knowledge of coastal detritic bottoms off Anzio (central Tyrrhenian sea). *Biol. Mar Medit*., **10** (2): 589-592.

PÉRÈS J.M., PICARD J.C. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **31** (47): 5-137.

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.

SPANÒ N. (1994) - Dati preliminari sulla fauna carcinologica di ambienti detritici insulari: Arcipelago Toscano e Isole Pontine. *Biol. Mar. Medit.,* **1** (1): 357-358.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 126-143

G. GIACCONE

Dipartimento di Botanica, Università degli Studi di Catania
Via A. Longo, 19 - 95125 Catania, Italia.
g.giaccone@ unict.it

IL CORALLIGENO COME PAESAGGIO MARINO SOMMERSO: DISTRIBUZIONE SULLE COSTE ITALIANE

CORALLIGENOUS ASSEMBLAGE AS UNDERWATER SEASCAPE: DISTRIBUTION OFF ITALIAN COASTS

Abstract *– Coralligenous assemblage as Mediterranean underwater seascape is defined and presented with an ecosystem, bionomic and phytosociologic approach. On the basis of research carried out along Italian coasts it is possible to distinguishing between circalittoral coralligenous biocenosis and infralittoral coralligenous formations. Distribution of different facies and associations of coralligenous assemblage along Italian coasts is reported according to about 800 papers consulted. The coralligenous assemblage is very complex and 1666 species have been till now recorded in Mediterranean bioconstructions as concretions and conglomerates.*

Key-words*: coralligenous assemblage, underwater seascape, distribution along Italian coasts, Mediterranean Sea.*

Premessa - Nel corso della XIV riunione ordinaria (Portorose, Slovenia, novembre 2005) le Parti contraenti della Convenzione di Barcellona hanno programmato di approntare un Piano di Azione per la protezione del Coralligeno e delle altre biocostruzioni calcaree del Mediterraneo, in quanto poli della biodiversità di questo mare. In maggio 2006 il RAC/SPA ha riunito a Tabarka in Tunisia un gruppo di esperti per approfondire le tematiche utili a formulare il Piano di Azione nell'ambito del SAP/BIO nella Regione del Mediterraneo. Dai Paesi della Comunità Europea sono stati invitati a partecipare come esperti tra altri Giaccone e Tunesi (Italia), Laubier e Harmelin (Francia), Ballesteros e Ramos (Spagna). Nel corso di questa riunione gli esperti internazionali hanno proposto la seguente definizione del Coralligeno del Mediterraneo: "Il Coralligeno è un complesso di biocenosi ricche in biodiversità che formano un paesaggio di organismi animali e vegetali sciafili e perennanti con un concrezionamento più o meno importante fatto di alghe calcaree". Nel corso del 37° Congresso della SIBM (Grosseto, 2006) si è costituito sotto il coordinamento di Giulio Relini il Gruppo di Lavoro per lo studio del Coralligeno e si è proposto di includere il tema Coralligeno tra quelli da trattare nel corso del 38° Congresso SIBM (2007) a Santa Margherita Ligure.

La relazione intende introdurre questo tema dando alcune informazioni storiche, precisando concetti, definizioni, dati generali, proponendo per lo studio l'approccio sistemico dell'Ecologia del paesaggio e riassumendo le informazioni disponibili in letteratura sulla distribuzione e la conoscenza del Coralligeno lungo le coste italiane. Oltre a questa relazione introduttiva sono state presentate sul Coralligeno, dai partecipanti al 38° Congresso della SIBM, dieci comunicazioni scientifiche e sei poster che hanno contribuito ad aggiornare le conoscenze sulla distribuzione, sulla struttura e sulla composizione del Coralligeno nei mari italiani.

Cenni storici, definizioni, dati generali - Il termine Coralligeno è stato proposto da Marion (1883) per un Habitat del Golfo di Marsiglia compreso tra la Prateria a Posidonia dell'Infralitorale e la Biocenosi dei Fanghi terrigeni costieri del Circalitorale. Nel Golfo di Marsiglia questa zona di transizione è situata ad una profondità compresa tra 30 e 70 metri ed oltre alle concrezioni organogene dei substrati duri

comprende anche ghiaie coralligene e sabbie infangate con Rodoliti (Corallinacee e Squamariacee). Questo Habitat nel Golfo di Marsiglia al tempo di Marion aveva un notevole valore economico per i pescatori che lo chiamavano "*broundo*". Negli attrezzi da pesca debitamente modificati si raccoglievano anche rami di Corallo rosso e Marion denominò questa formazione, ritenuta generatrice di Corallo, Coralligeno. Come è noto *Corallium rubrum* vive in un Habitat differente caratterizzato dai biotopi semioscuri spesso presenti a mosaico nel Coralligeno. Più tardi Pérès e Picard (1951 e 1964) precisarono sia la bionomia sia la struttura e la composizione della Biocenosi del Coralligeno nel Golfo di Marsiglia e nel resto del Mediterraneo. Secondo questi fondatori della Scuola di Endoume il Coralligeno è caratterizzato da due aspetti fondamentali: 1 - La costruzione organogena è fatta prevalentemente da alghe calcaree, in condizioni ambientali caratterizzate da irradianza debole, ma sufficiente per la fotosintesi di alghe sciafile, da temperatura relativamente bassa e costante, da salinità uniforme, da acque pulite, da idrodinamismo debole; 2 - La biocostruzione si sviluppa sia sui substrati rocciosi (Coralligeno dell'orizzonte inferiore della roccia litorale) sia sui substrati mobili del Detritico Costiero a partire generalmente da una formazione a grosse Rodoliti, a ghiaie e sabbie organogene (Coralligeno di piattaforma).

Il Coralligeno oltre che nel suo aspetto primario con dominanza di alghe calcaree (Feldmann, 1937) dell'associazione *Lithophyllo-Halimedetum tunae* Giaccone 1965, si può presentare con dominanza di animali biocostruttori e formare varie facies. Le specie algali maggiormente responsabili della biocostruzione appartengono ai generi Lithophyllum, Lithothamnion, Mesophyllum, Neogoniolithon, Peyssonnelia, Halimeda. Le principali facies con dominanza animale sono caratterizzati da: 1 - Grandi Briozoi ramificati (Coralligeno di piattaforma); 2 - Madreporari coloniali e Asteroidei (Coralligeno della roccia inferiore del litorale); 3 - Gorgonacei su formazioni rocciose con differenti inclinazione, profondità e idrodinamismo.

Il Coralligeno è il risultato dell'equilibrio dinamico tra gli organismi costruttori e gli organismi demolitori; la loro composizione è riassunta da Ballesteros (2006).

Gli studi principali sul Coralligeno, oltre a quelli sopra citati, sono stati realizzati da ricercatori francesi: Pruvot (1894 e 1895), Laborel (1960, 1961, 1979), Molinier (1956 e 1960), Vaissière (1964), Fredj (1964), Carpine (1964), Laubier (1959a-b, 1960, 1966), True (1970), Hong (1980), Sartoretto (1996 e 1998), Boudouresque e collaboratori (1970, 1976, 1985), Augier e Boudouresque (1975); da ricercatori spagnoli: Gili e Ros (1984), Ballesteros (1992, 2006); croati: Gamulin Brida (1965).

Lo studio del Coralligeno sulle coste italiane ha dei precursori in Bacci (1947), Tortonese (1958), Rossi (1958, 1961), Parenzan (1960, 1983a-b). Lo studio sinecologico con metodologia bionomica e/o fitosociologica è stato effettuato da Giaccone e dai suoi collaboratori (1965, 1966, 1967, 1968a-b, 1970, 1971, 1994, 1997, 2001, 2003a-b, 2004) delle Università di Palermo e di Catania, da Sarà e dai suoi collaboratori (1968, 1969, 1970, 1971, 1972, 1977, 1978, 1990, 1999) delle Università di Genova e di Bari. Dopo il 1990 gli studi sul Coralligeno si moltiplicano in Italia e si sviluppa soprattutto l'aspetto analitico della componente floristica (Basso e collaboratori, 1994, 1996a-b, 1996, 1997, 2004, 2006; Bressan, Babbini e collaboratori, 1995, 1997, 2000, 2001, 2003a-b, 2006). Una sintesi critica sulla sinecologia dei popolamenti sciafili del Mediterraneo è stata realizzata da Giaccone *et al.* (1994); altri lavori su questa tematica sono stati pubblicati da Cormaci *et al*. (1985), da Furnari *et al*. (1977), da Marino *et al*., 1998. Dopo il 1985 si sviluppano anche gli studi sulla componente faunistica con Mistri e Ceccherelli (1994, 1995), Bianchi e collaboratori (2001, 2002, 2005, 2007), Cocito *et al.* (1995), Di Geronimo e collaboratori (2001, 2002), Tunesi *et al.* (2001), Morganti *et al*. (2001), Nicoletti e Chimenz (1995), Orsi Relini (1976), Peirano e Tunesi (1989), Suriano *et al*. (1992), Tursi *et al*. (1985). Presso l'Università di Pisa si sviluppano tematiche di ecologia sperimentale e di modelli di distribuzi-

one spaziale del Coralligeno (Piazzi, Cinelli, Ferdeghini, Virgilio e collaboratori, 2000, 2002, 2004, 2006), Acunto e collaboratori (2000, 2001), Pacciardi *et al*. (2004), Balata e collaboratori (2005, 2006). Ricerche di ecologia sperimentale finalizzate allo studio della dinamica di colonizzazione di substrati artificiali fissati nel Coralligeno sono stati compiuti trenta anni fa anche dai ricercatori di Genova: Geraci *et al.* (1973), Relini e collaboratori (1973), Pansini e collaboratori (1973a-b, 1974), Bazzicalupo *et al.* (1974), Repetto *et al.* (1977). Anche se la tassonomia delle Corallinales e delle Squamariaceae tra i vegetali e di molti gruppi faunistici come Poriferi, Molluschi, Policheti, Briozoi, Antozoi, ecc. (Annichiarico, 1980; Argenti *et al*., 1989; Calcinai *et al.,* 2001; Cerrano *et al*., 2001; De Metrio *et al*., 1977; Diviacco e Tunesi, 1999; Ferdeghini *et al*., 2001) ha contribuito allo studio della componente biotica del Coralligeno ed ha in Italia centri di eccellenza di studio a Trieste, a Milano, a Genova, a Bari, a Lecce, a Pisa, a Napoli e a Catania, in questa relazione non se ne fa un'analisi puntuale. Nella sintesi di Ballesteros sul Coralligeno è riportato che le specie censite in questa formazione nel Mediterraneo sono 1666 (315 alghe, 1241 invertebrati, 110 pesci).

L'età del bioconcrezionamento presente nel Mediterraneo varia tra 8000 e 600 anni BP, le misure sono state effettuate in bioconcrezioni sviluppate tra 10 e 60 metri di profondità. Inoltre si è calcolato un tasso di crescita del concrezionamento allo stato attuale dell'ordine di 0,006/0,83 mm/anno. Dai dati paleontologici sembra che il periodo più attivo (0,20-0,83 mm/anno) per la biocostruzione coralligena in Mediterraneo si sia effettuato tra 8000 e 5000 anni BP. La produzione di carbonato di calcio delle specie vegetali varia tra 465 e 100 g per mq/anno, mentre per le specie animali raggiunge anche 660 g per mq/anno (Ballesteros, 2006).

Il Coralligeno ospita numerose associazioni vegetali e facies animali elencate nei documenti pubblicati dal RAC/SPA in applicazione del Protocollo ASP/DB della Convenzione di Barcellona e del SAP/BIO per il Mediterraneo. Gli elenchi sono riportati in questa relazione.

Concludendo questa carrellata sintetica e non esaustiva di informazioni (per una bibliografia più estesa si consulti anche l'o.c. di Ballesteros del 2006), si può dire che il Coralligeno del Mediterraneo non è una biocenosi singola, per l'assenza di un contingente di specie caratterizzanti esclusive e spesso anche preferenziali, ma è una formazione complessa, caratterizzata da una biocostruzione con prevalenza di alghe calcaree e che si sviluppa sia nell'Infralitorale (irradianza tra 10-20 e 1% di quella misurata in superficie) sia nel Circalitorale (irradianza tra 0,1 e 0,02% di quella misurata in superficie), ma che costituisce uno straordinario paesaggio marino sommerso biocostruito del sistema fitale di questo mare ed uno dei suoi poli più ricchi di biodiversità. Pertanto l'approccio conoscitivo più appropriato è quello che utilizza il metodo sistemico con categorie epistemologiche di tipo ecosistemico, adottate negli studi sinecologici e fondati storicamente nelle discipline biogeografiche ed ecologiche che si sono evolute lungo il secolo scorso soprattutto nell'Europa mediterranea.

Ecologia del paesaggio marino sommerso applicata al Coralligeno - La Convenzione Europea del Paesaggio (Firenze, 20 ottobre 2000), firmata dagli Stati della CE, definisce il paesaggio terrestre o *Landscape* "…una determinata parte del territorio, così come percepita dalle popolazioni, il cui carattere deriva dall'azione di fattori naturali e/o umani e dalle loro interrelazioni". Con qualche precisazione questa definizione si può estendere anche al paesaggio marino o *Seascape.*

Nella cultura anglosassone (Golding *et al.*, 2004) il concetto di "*marine landscape"* comporta invece un approccio ecosistemico allo studio di unità ambientali intermedie tra un "mare regionale" ed un Habitat nel senso definito dall'omonima Direttiva 43/92 CE. Queste unità sono caratterizzate su base geomorfologica, se si tratta di fondali marini, e su base di fattori ambientali, se si tratta di colonna d'acqua. I popolamenti

biologici completano la caratterizzazione di queste unità che si avvicinano molto al concetto di zone (nel dominio pelagico) e di piani (dominio bentonico) della scuola mediterranea di Endoume. Lo studio delle unità di paesaggio è sempre finalizzato alla conservazione e alla gestione con una valutazione della loro sensibilità e vulnerabilità con l'utilizzazione anche degli indici di stato ecologico definiti dalla Direttiva 60/2000 CE. Comunque in questa concezione non sono fondamentali, come nella cultura mediterranea, la relazionalità tra le componenti e l'osservatore che ne percepisce composizione, struttura e rapporti nella visione d'insieme. Chemello e Milazzo (2002) hanno dimostrato l'effetto dell'architettura del" paesaggio", dato dalle forme vegetali ed inteso come "variabile scorrevole", sui Molluschi del sistema fitale del Mediterraneo e questa tematica costituisce un filone di ricerca nuovo ed interessante.

Nella definizione di paesaggio mediterraneo entrano sempre due componenti: la componente fisica formata prevalentemente dalla geomorfologia del territorio e la componente biotica formata nei fondali marini prevalentemente dal benthos vegetale e animale e nell'orizzonte dell'acqua anche dal necton. Ma per la percezione del paesaggio è necessaria una terza componente: quella dell'osservatore che in mare è generalmente un operatore subacqueo. Il paesaggio ha in Mediterraneo nel dominio bentonico ed in particolare nel piano infralitorale, un suo periodismo stagionale (Coma *et al.*, 2000; Bavestrello *et al.*, 2006) e nel dominio pelagico può avere anche un ritmo nictimerale.

Nei manuali di Ecologia del Paesaggio (Pignatti, 1994) il primo documento letterario che descrive la percezione del paesaggio è inquadrato nella cultura dell'umanesimo europeo. Francesco Petrarca, infatti, in una lettera scritta nel 1336 al suo consigliere spirituale Padre Dionigi da Borgo San Sepolcro (*Familiares* IV, 1.), descrive la sua salita insieme al fratello sul Monte Ventoso presso Avignone e la sua scoperta della percezione del paesaggio naturale che lo circonda o che immagina, come un'armoniosa presa di coscienza del rapporto dell'uomo con la natura nella dimensione non solo estetica e sentimentale, ma soprattutto spirituale nel progetto di Dio che li sostiene entrambi.

Il paesaggio marino può anche essere emerso, ma allora non può essere il mare aperto, ma quello della fascia costiera con le sue unità fisiografiche, i suoi complessi biocenotici ed in particolare vegetazionali e le strutture antropiche finalizzate non solo a scopi residenziali, ma anche ai trasporti, agli insediamenti produttivi e turistici. Questo paesaggio marino emerso è percepibile dalle popolazioni e può esprimere anche elementi culturali (edifici delle Tonnare, Torri di avvistamento e di difesa dai pirati, Fari della Marina Militare, ecc.) che si integrano con quelli naturali. Nel paesaggio marino sommerso del Mediterraneo, accessibile con addestramento e attrezzature di medio livello, si percepiscono tre unità principali: 1 - i substrati rocciosi del sistema fitale coperti da un denso e articolato manto algale, 2 - i substrati clastici coperti dalle praterie ad Angiosperme marine e/o dai prati di alghe verdi polienergidiche, ma anche da estese formazioni a Rodoliti, 3 - le formazioni organogene con prevalenza di alghe calcaree del Coralligeno che a volte, diminuendo l'irradianza, danno origine a paesaggi diversificati con dominanza di animali bentonici. Nel sistema afitale si hanno formazioni organogene a grandi Coralli bianchi e gialli, ma la loro percezione è possibile attualmente soltanto attraverso lo schermo collegato ad una telecamera filoguidata o utilizzando un sommergibile. Questo è anche un modo di percepire il paesaggio sommerso anche se lo spettatore utilizza uno strumento tecnologico. Un modo scientificamente efficace per rappresentare i paesaggi emersi e sommersi è la cartografia che utilizza sia la visione satellitare sia la ricostruzione, con opportuni programmi informatici, delle informazioni raccolte da strumenti di emissione e di ricezione di segnali acustici (Bianchi *et al.,* 1996).

Lo studio di un paesaggio dal punto di vista scientifico deve essere effettuato con il metodo sistemico e con un approccio ecosistemico. Pertanto le analisi con il metodo scientifico riduttivo delle componenti abiotiche e della biodiversità non sono idonee all'approccio ecosistemico, anche se ne costituiscono elementi importanti per conoscere l'ecologia, la composizione, la genesi e la dinamica evolutiva della formazione organo-

gena edificatrice del paesaggio. Lo strumento per l'approccio ecosistemico allo studio del Coralligeno è fornito dalla bionomia bentonica, in quanto la formazione risulta essere un complesso di biotopi e di biocenosi con costruttori, demolitori, filtratori, detritivori, ecc. che hanno in comune la compatibilità ambientale, corologica e sociologica. La fitosociologia è una scienza idonea allo studio del Coralligeno nella sua dimensione paesaggistica, in quanto è il risultato dell'azione complessa di associazioni vegetali gerarchicamente strutturate (Giaccone *et al.*, 1994) in unità sinecologiche sufficientemente caratterizzabili con l'approccio quali-quantitativo della scuola Zurigo-Montpellier che ha anche informato la scuola bionomica di Endoume (Pérès e Picard, 1951, 1964; Pérès, 1982; Bellan-Santini *et al.*, 1994).

L'approccio bionomico per la conoscenza degli Habitat marini del Mediterraneo è stato utilizzato dal gruppo di esperti riuniti dal RAC/SPA nell'isola di Hyéres (Report of Meeting of experts on Marine Habitat Types in the Mediterranean Region: UNEP-OCA-/MED WG. 149/5, 1988). Questo documento è stato utilizzato dalle Parti contraenti la Convenzione di Barcellona per l'attuazione del Protocollo ASP e DB della stessa convenzione.

Si riportano di seguito gli Habitat sia dell'Infralitorale sia del Circalitorale con contingente caratterizzante di specie sciafile che possono contribuire nei vari settori biogeografici del Mediterraneo a formare, a profondità e condizioni ambientali differenti, aspetti costitutivi o marginali del Paesaggio di tipo Coralligeno (con asterisco sono segnati gli Habitat prioritari elencati nel SDF per le ASPIM):

III. INFRALITORALE

III. 6. FONDI DURI E ROCCIOSI

III. 6. 1. Biocenosi delle Alghe infralitorali:
III. 6. 1. 32. Associazione a *Flabellia petiolata e Peyssonnelia squamaria*
III. 6. 1. 33. Associazione a *Halymenia floresia e Halarachnion ligulatum*
III. 6. 1. 34. Associazione a *Peyssonnelia rubra* e *Peyssonnelia* spp.
❖ III. 6. 1. 35. Facies ed Associazioni della biocenosi del Coralligeno (in *enclave*)

IV. CIRCALITORALE

IV. 2. SABBIE

IV. 2. 2. Biocenosi del Detritico costiero:
IV. 2. 2. 1. Associazione a Rodoliti
IV. 2. 2. 2. Facies del maërl (Associazione a *Lithothamnion corallioides* e *Phymatholithon calcareum*)
IV. 2. 2. 3. Associazione a *Peyssonnelia rosa-marina*
IV. 2. 2. 5. Associazione a *Osmundaria volubilis*
IV. 2. 2. 6. Associazione a *Kallymenia patens*
❖ IV. 2. 2. 7. Associazione a *Laminaria rodriguezii* su fondo detritico
IV. 2. 2. 8. Facies a *Ophiura texturata*
IV. 2. 2. 9. Facies a Sinascidie
❖ IV. 2. 2. 10. Facies a grandi Briozoi ramificati

IV. 3. FONDI DURI E ROCCIOSI

❖ **IV. 3. 1. Biocenosi del Coralligeno:**
❖ IV. 3. 1. 1. Associazione a *Cystoseira zosteroides*
❖ IV. 3. 1. 2. Associazione a *Cystoseira usneoides*

- ❖ IV. 3. 1. 3. Associazione a *Cystoseira dubia*
- ❖ IV. 3. 1. 4. Associazione a *Cystoseira corniculata*
- ❖ IV. 3. 1. 5. Associazione a *Sargassum* spp. (indigene)
  IV. 3. 1. 6. Associazione a *Mesophyllum lichenoides*
  IV. 3. 1. 7. Associazione a *Lithophyllum stictaeforme* e *Halimeda tuna*
- ❖ IV. 3. 1. 8. Associazione a *Laminaria ochroleuca*
- ❖ IV. 3. 1. 9. Associazione a *Rodriguezella strafforelloi*
- ❖ IV. 3. 1. 10. Facies a *Eunicella cavolinii*
- ❖ IV. 3. 1. 11. Facies a *Eunicella singularis*
- ❖ IV. 3. 1. 12. Facies a *Lophogorgia sarmentosa*
- ❖ IV. 3. 1. 13. Facies a *Paramuricea clavata*
  IV. 3. 1. 14. Facies a *Parazoanthus axinellae*
- ❖ IV. 3. 1. 15. Piattaforme coralligene
- ❖ **IV. 3. 2. Grotte semi-oscure (anche in *enclave* negli strati superiori)**
  IV. 3. 2. 1. Facies a *Parazoanthus axinellae*
- ❖ IV. 3. 2. 2. Facies a *Corallium rubrum*
  IV. 3. 2. 3. Facies a *Leptopsammia pruvoti*
  IV. 3. 3. Biocenosi della roccia del largo

Il complesso delle associazioni vegetali sciafile del sistema fitale del Mediterraneo è stato validato criticamente da Giaccone *et al*. (1994) sia nel suo contingente caratterizzante sia nella sua organizzazione gerarchica secondo le norme internazionali del Codice di Nomenclatura Fitosociologica (CNF) pubblicato da Barkman *et al*. (1986) e successivamente aggiornato a cura della Società Internazionale di Fitosociologia.

Si riporta di seguito il quadro riassuntivo di questo ordinamento gerarchico che nel suo insieme risulta uno strumento utile per un approccio fitosociologico allo studio del Coralligeno del Mediterraneo:

INFRALITORALE E CIRCALITORALE

FONDI DURI E ROCCIOSI

CLASSE: LITHOPHYLLETEA Giaccone 1965 *emend*. Giaccone 1994
Car. Classe: *Lithophyllum stictaeforme, Peyssonnelia rubra, Peyssonnelia inamoena, Rhodymenia ardissonei*

ORDINE: RHODYMENIETALIA Boudouresque 1971 *emend*. Giaccone 1994
Car. Ord.: *Botryocladia botryoides, Cutleria chilosa, Eupogodon planus, Mesophyllum lichenoides, Nereia filiformis, Phyllophora crispa, Rhodymenia ardissonei, Valonia macrophysa*

ALLEANZA: SCHOTTERION NICAEENSIS Boudouresque & Cinelli 1971 *emend*. Giaccone 1994
Car. All.: *Lomentaria clavellosa, Cruoria cruoriaeformis, Griffithsia flosculosa, Lomentaria articulata*

1- ASSOCIAZIONE: SCHOTTERETUM NICAEENSIS Berner 1931
Car. Ass.: *Gymnogongrus crenulatus, Schottera nicaeensis*

2- ASSOCIAZIONE: RHODYMENIETUM ARDISSONEI Pignatti 1962
Car. Ass.: *Chondracanthus acicularis, Rhodophyllis divaricata, Rhodymenia ardissonei*

3- ASSOCIAZIONE: PTEROTHAMNIO-COMPSOTHAMNIETUM THUYOIDIS Boudouresque, Belsher & Marcot-Coqueugniot 1977
Car. Ass.: *Compsothamnion thuyoides, Pterothamnion crispum*

ALLEANZA: PEYSSONNELION SQUAMARIAE Augier & Boudouresque 1975 *emend.* Giaccone 1994

Car. All.: *Botryocladia botryoides, Cutleria chilosa, Eupogodon planus, Mesophyllum lichenoides, Nereia filiformis, Phyllophora crispa, Valonia macrophysa*

4- ASSOCIAZIONE: FLABELLIO-PEYSSONNELIETUM SQUAMARIAE Molinier 1958

Car. Ass.: *Flabellia petiolata, Peyssonnelia squamaria, Osmundaria volubilis*

SUBASSOCIAZIONE: OSMUNDARIETOSUM VOLUBILIS Serio & Pizzuto 1992

Specie differenziale: *Osmundaria volubilis*

5-ASSOCIAZIONE: HALYMENIETUM FLORESIAE Giaccone & Pignatti 1967

Car. Ass.: *Alsidium corallinum, Boergeseniella fruticulosa, Chrysimenia ventricosa, Cladophora prolifera, Halarachnion ligulatum, Halymenia floresia, Scinaia furcellata, Sphaerococcus coronopifolius, Thuretella schousboei*

6- ASSOCIAZIONE: RHODYMENIO-CODIETUM VERMILARAE Ballesteros 1989

Car. Ass.: *Aglaothamnion tripinnatum, Codium vermilara, Rhodymenia ardissonei, Spermothamnion flabellatum*

ORDINE: LITHOPHYLLETALIA Giaccone 1965

Car. Ord.: *Halimeda tuna, Peyssonnelia polymorpha, Peyssonnelia rosa-marina, Polysiphonia sanguinea, Rhodymenia pseudopalmata*

ALLEANZA: LITHOPHYLLION STICTAEFORMIS Giaccone 1965

Car. All.: *Halimeda tuna, Peyssonnelia polymorpha, Peyssonnelia rosa-marina, Polysiphonia sanguinea, Rhodymenia pseudopalmata*

7- ASSOCIAZIONE: LITHOPHYLLO-HALIMEDETUM TUNAE Giaccone 1965

Car. Ass.: *Halimeda tuna, Lithophyllum stictaeforme*

8- ASSOCIAZIONE: RODRIGUEZELLETUM STRAFFORELLOI Augier & Boudouresque 1975

Car. Ass.: *Blastophysa rhizopus, Ceramium bertholdii, Polysiphonia subulifera, Rodriguezella pinnata, Rodriguezella strafforelloi, Spermothamnion johannis, Sphacelaria plumula*

FONDI CLASTICI

9- ASSOCIAZIONE: PHYMATHOLITHO-LITHOTHAMNIETUM CORALLIOIDIS Giaccone 1965

Car. Ass.: *Lithothamnion corallioides, Phymatholithon calcareum*

Le unità sintassonomiche sopra elencate formano un sistema paesaggistico nell'ambiente marino sommerso articolato secondo una distribuzione batimetrica trizonale percepibile nelle unità di ordine superiore denominate Alleanze: 1) sciafilo superficiale (*Scotterion nicaeensis*), 2) sciafilo intermedio (*Peyssonnelion squamariae*), presenti nell'Infralitorale, 3) sciafilo profondo (*Lithophyllion stictaeformis*), sviluppato pienamente nel Circalitorale, ma presente in maniera impoverita anche nell'Infralitorale. Soltanto le associazioni vegetali dello sciafilo profondo di substrato duro (roccia o concrezione organogena) comprese in questa Alleanza dell'Ordine *Lithophylletalia* fanno parte in senso stretto del Coralligeno.

Di questa formazione sono anche parte integrante le seguenti associazioni vegetali del Circalitorale, raggruppate nella Classe *Cystoseiretea* e nell'Ordine *Sargassion hornschuchii*, con contingenti caratterizzanti capaci di fissarsi spesso in epibiosi sulle concrezioni cor-

alligene, elencate tra gli Habitat prioritari come associazioni della biocenosi del Coralligeno nell'Appendice B del documento SDF per le ASPIM dell'UNEP/RAC/SPA (2000):

CLASSE: CYSTOSEIRETEA Giaccone 1965
Car. Class.: *Jania rubens, Lithophyllum incrustans, Padina pavonica, Dasycladus vermicularis, Dictyota fasciola* v. *repens, Laurencia obtusa, Acetabularia acetabulum, Pseudolithoderma adriaticum, Erythrocystis montagnei, Amphiroa rigida, Liagora viscida.*

ALLEANZA: SARGASSION HORNSCHUCHII Giaccone 1973
Car. All.: *Sargassum hornschuchii, Codium bursa, Spatoglossum solieri, Zanardinia typus, Zonaria tournefortii.*

ASSOCIAZIONE: CYSTOSEIRETUM SPINOSAE Giaccone 1973
Car. Ass.: *Cystoseira spinosa, C. foeniculacea* v. *latiramosa, Valonia macrophysa, Halopteris filicina, Dictyota dichotoma* v. *intricata.*

ASSOCIAZIONE: CYSTOSEIRETUM ZOSTEROIDIS Giaccone 1973
Car. Ass.: *Cystoseira zosteroides, Arthrocladia villosa, Sporochnus pedunculatus, Polysiphonia foeniculacea.*

SUBASSASSOCIAZIONE: LAMINARIETOSUM RODRIGUEZII Giaccone 1973
Sp. diff.: *Laminaria rodriguezii.*

ASSOCIAZIONE: CYSTOSEIRETUM USNEOIDIS Giaccone 1972
Car. Ass.: *Cystoseira usneoides, Laminaria ochroleuca, Phyllariopsis purpurascens, Umbraulva olivascens, Callophyllis laciniata, Phyllophora heredia.*

SUBASSOCIAZIONE: LAMINARIETOSUM OCHROLEUCAE Giaccone 1994.
Sp. diff.: *Laminaria ochroleuca, Lithothamnion philippii.*

ASSOCIAZIONE: CYSTOSEIRETUM DUBIAE Furnari, Cormaci, Scammacca e Battiato 1977
Car. Ass.: *Cystoseira dubia, Nitophyllum tristromaticum, Kallymenia patens.*

AGGRUPPAMENTO A CYSTOSEIRA CORNICULATA Giaccone 1968.
Car.Aggr.: *Cystoseira corniculata.*

La distribuzione del Coralligeno sulle coste italiane - La distribuzione dei vari Habitat (biocenosi, associazioni, facies) del Coralligeno sulle coste italiane è documentata su basi esclusivamente bibliografiche (censiti circa 800 lavori pubblicati) in alcune schede e cartine geografiche (scala 1:5.000.000) redatte (ancora non rese fruibili al pubblico) sotto la responsabilità scientifica di Giaccone (2004) per il MATTM in collaborazione con la SIBM.

Storicamente i centri italiani di ricerca più attivi nello studio del Coralligeno si sono sviluppati a Genova e a Bari dove Michele Sarà per circa trenta anni ha operato e formato la sua scuola. Purtroppo gli apporti fondamentali di questo maestro dello studio del Coralligeno del Mediterraneo non sono stati adeguatamente valorizzati nella sintesi di Ballesteros (2006). Altri centri storici che hanno alimentato queste ricerche sono ubicati a Milano, a Trieste, a Pisa, a Napoli, a Catania e a Palermo. Attualmente il gruppo di lavoro sul Coralligeno della SIBM, coordinato da L. Tunesi, è ampiamente distribuito in molti centri italiani e le tematiche sono articolate in aspetti a prevalente contenuto biocenotico, tassonomico, ecologico sperimentale, conservazionistico.

All'interno della SIBM nel decennio 1970-1980 si svolse un vivace dibattito sul Coralligeno, alimentato anche dai risultati degli studi della scuola francese di Endoume.

Recentemente anche i ricercatori spagnoli che operano lungo le coste della Catalogna e delle Baleari si sono inseriti in questo dibattito, alimentato dalle ricerche di vecchi e nuovi ricercatori, come è stato evidenziato nella riunione convocata dal RAC/SPA in Tunisia a Tabarka (2006) ed in Italia dalla costituzione all'interno della SIBM a Grosseto nel 2006 del Gruppo di lavoro sul Coralligeno. In Bibliografia sono riportati i principali lavori realizzati sul Coralligeno delle coste italiane. Le regioni nelle quali si ha una maggiore concentrazione di ricerche sono in ordine decrescente Liguria, Puglia, Toscana, Sicilia, Calabria, Lazio, Sardegna, Friuli-Venezia Giulia, Veneto, Campania, Molise.

Sulla base degli studi di Laubier (1966) sul Coralligeno di Albères e della scuola di Endoume da Marion (1883) a Pérès et Picard (1964), Sarà e Pulitzer-Finali (1970) riaprirono in Puglia la questione bionomica e sintassonomica sul Coralligeno, rimasta non definita ancora nelle sintesi più recenti di Hong (1982) e di Ballesteros (2006). Il Coralligeno pugliese si sviluppa parallelamente alla costa per alcune centinaia di chilometri, ha uno sviluppo in altezza di 1-2,5 metri, e copre un fondale che presenta profondità comprese tra 4 e 35 metri, con una irradianza che mostra valori compresi tra 20 e 1% di quella incidente in superficie (Sarà, 1971). Gli organismi costruttori sono principalmente Alghe e Briozoi, ma vi abbondano anche, formando facies, i Poriferi, i Serpulidi ed i Madreporari. I due ricercatori italiani, sulla base dei dati sperimentali ottenuti dallo studio dei fondi coralligeni pugliesi, fecero la proposta di dividere il Coralligeno in due formazioni: il Coralligeno infralitorale, tipo quello sviluppato a Banyuls ed in Puglia, ed il Coralligeno circalitorale, a sua volta articolato in una formazione su roccia (Coralligeno della roccia inferiore del litorale) ed il Coralligeno di piattaforma evoluto dai fondali del Detritico Costiero con presenza di Rodoliti. Essi proposero di utilizzare il termine di Biocenosi del Coralligeno soltanto per la formazione circalitorale (Coralligeno della roccia inferiore del litorale e di piattaforma), identificata secondo Pérès e Picard (1964) dal suo contingente caratterizzante di vegetali e di animali sciafili e perennanti, articolata in rapporto alla loro dominanza in associazioni vegetali ed in facies animali. Le associazioni e le facies meglio definite in letteratura hanno ormai un codice internazionale e una nomenclatura adottata nei documenti della Convenzione di Barcellona editi dal RAC/SPA, sintetizzati e divulgati in Italia da Relini (2000).

I problemi bionomici lasciati irrisolti da Sarà, oggi possono essere affrontati con lo strumento epistemologico dell'Ecologia del paesaggio e con i metodi sia della sinecologia classica (Giaccone *et al.*, 1994) sia dell'ecologia sperimentale (Piazzi *et al.*, 2004). La ricerca italiana sta percorrendo nell'ultimo decennio queste due strade. Inoltre a Genova, Milano, Trieste e Catania sono attuali le ricerche tassonomiche sulle alghe calcaree che costruiscono il Coralligeno e le altre formazioni organogene sia viventi sia fossili. In molti centri di ricerca italiani sono attivi studi tassonomici su molti gruppi animali che contribuiscono alla ricchezza di biodiversità del Coralligeno del Mediterraneo. La SIBM da alcuni anni sta curando la pubblicazione sia di monografie tassonomiche sia di liste di specie che facilitano lo studio della biodiversità anche di questo complesso di formazioni organogene (Giaccone, 2003b).

La distribuzione del Coralligeno nelle sue varie articolazioni bionomiche si trova in tutte le regioni italiane dove le condizioni ambientali ne consentono l'insediamento e lo sviluppo. Una mappatura di queste formazioni, analogamente a quanto il Ministero dell'Ambiente del Territorio e del Mare ha realizzato per i Posidonieti (Progetto INPOS, 2001), diventa uno strumento indispensabile per documentare sia la distribuzione sia lo stato di salute del Coralligeno lungo le coste italiane. Sarà (1968) ha documentato il grande sviluppo del Coralligeno infralitorale che forma una bordura parallela a buona parte delle coste della Puglia nel basso Adriatico. Nel nord e nel medio Adriatico le "Tegnue" (Stefanon *et al.*, 2000; Curiel *et al.*, 2001; Gabriele *et al.*, 2003;

Giovanardi *et al.*, 2003; Casellato *et al.*, 2005, 2007) meritano una indagine pluridisciplinare approfondita, sembra, infatti, che queste formazioni organogene risalgano a circa 5.000 anni fa e siano contemporanee al Coralligeno pugliese che è stato definito come Coralligeno infralitorale, in parte insediato su antichi sedimenti di spiaggia concrezionati ed in parte su affioramenti rocciosi. Sono interessanti le osservazioni di Curiel *et al.* (2001) che mettono in relazione alcune di queste formazioni organogene con resti di *mattes* morte di vecchi posidonieti nelle "Tresse o Trezze" davanti a Grado; la stessa ipotesi fu fatta, infatti, da Giaccone (1970) su una formazione coralligena del golfo di Palermo. Le segnalazioni di Coralligeno circalitorale sviluppato sia su fondo duro o roccioso sia su substrato molle o clastico sono generalmente solo puntiformi e diffuse un pò dovunque lungo le coste della Penisola e delle isole (Fig. 1). Gli studi meglio documentati sono quelli condotti sul Mar Ligure, sulle coste toscane e sarde

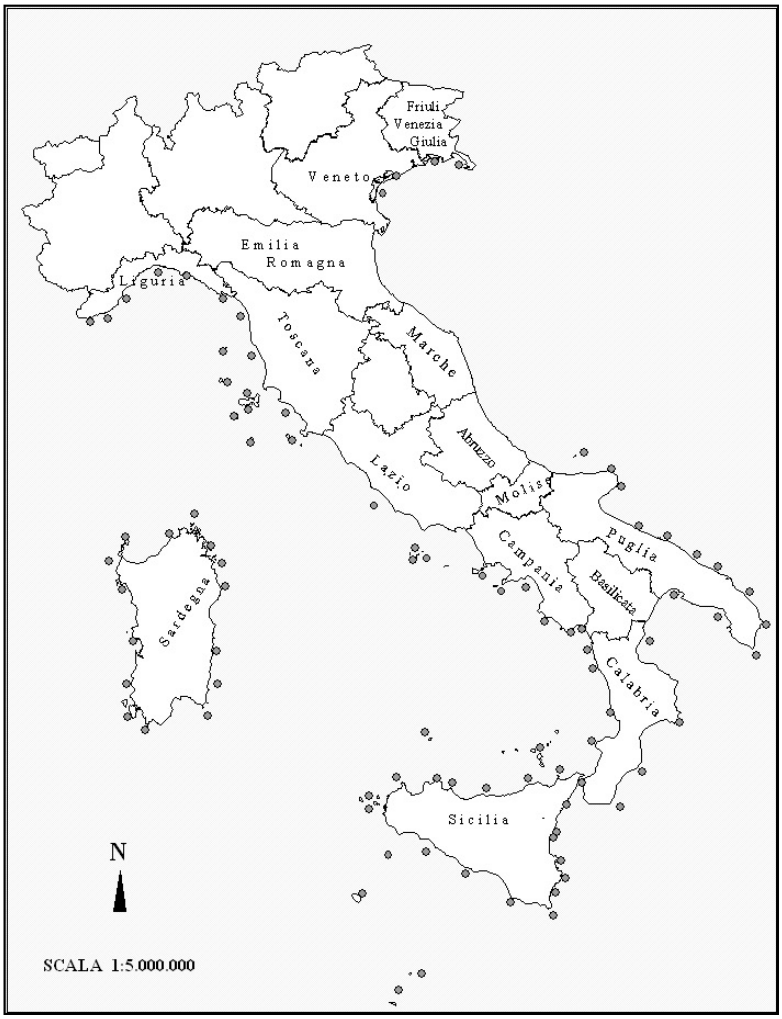


Fig. 1 - Distribuzione della Biocenosi del Coralligeno (incluse associazioni e facies) lungo le coste italiane (sulla base di circa 800 dati riportati in letteratura).

Coralligenous assemblage distribution (associations and facies included) off italian coasts (according to about 800 scientific papers).

nell'alto e medio Tirreno e sulle coste della Sicilia e della Calabria nel basso Tirreno e nell'alto Ionio. Molti documenti cartografici relativi all'estensione e alla distribuzione della biocenosi del Coralligeno si trovano in documenti non pubblicati ed in particolare negli studi di fattibilità realizzati dal Ministero dell'Ambiente per l'istituzione delle Aree Marine Protette (vedi i due Progetti Censimento e ASPIM coordinati dal CoNISMa) o dalle Regioni per gli studi di impatto ambientale per progetti relativi a strutture da realizzare sulla fascia costiera. Un censimento ed una documentazione in una banca dati del Ministero dell'Ambiente può costituire un primo passo per costruire una cartografia sulla distribuzione del Coralligeno lungo le coste italiane.

Conclusioni - L'ambiente naturale biocostruito dagli organismi fissatori di calcare è il paesaggio maggiormente ripetitivo sia nei territori emersi (*Landscape* delle formazioni con rocce organogene calcaree) sia in quelli sommersi (*Seascape* delle biocostruzioni viventi e fossili) della Regione del Mediterraneo. "Il paesaggio è la totalità dell'ambiente dell'uomo nella sua interezza visuale e spaziale, nella quale si realizza l'integrazione tra geografia, biosfera ed artefatti costruiti dall'uomo" (Naveh *et al*., 1984). Questa ormai classica definizione di paesaggio può essere generalizzata agli ambienti di tutti gli esseri viventi e non soltanto a quello dell'uomo e all'integrazione tra ambienti subaerei, subacquei e le biocostruzioni in generale. L'osservatore (in *relaxes* o impegnato nella ricerca), elemento necessario per il *Landscape* perché vi sia un paesaggio percepito, per il *Seascape* è il nuotatore o il subacqueo in visione diretta o l'osservatore di un monitor collegato ad una video-camera filo-guidata o ospitato in un sommergibile. Lo studio del paesaggio richiede vari campi di indagine (Pignatti, 1994) che riguardano nozioni ed esperienze multidisciplinari che interpellano competenze di scienze della terra (soprattutto oceanografia, geomorfologia, geologia, ecc.), di scienze della vita (biogeografia, fitosociologia, ecologia, biologia, etologia, ecc.), di scienze delle costruzioni (ingegneria, architettura, ecc.), di scienze dell'uomo (psicologia, economia, sociologia, etica, storia, archeologia, ecc.). Le scienze ecologiche in particolare studiano l'ambiente naturale biocostruito come un flusso di energia e di risorse (ambiente nella sua etimologia deriva dal verbo latino *amb-ire*, fluire intorno) attorno all'*oikos* che per i greci era lo spazio della vita domestica. Per gli ecologi tutta la biosfera è spazio di vita domestica per la biodiversità sia genetica sia culturale e pertanto la biosfera è un grande ambiente naturale costruito dall'attività di tutte le forme di vita microbiologica, vegetale, animale, antropica vissute nel corso dei tre miliardi ed ottocentocinquata milioni di anni, durante i quali si è svolta l'evoluzione della vita.

Spesso le nostre professionalità formate alla scuola del metodo scientifico galileano, con categorie epistemologiche cartesiane e newtoniane, si limitano all'analisi dei fenomeni ambientali, biologici, sanitari, economici, sociologici, giuridici, ecc., con un approccio esclusivamente riduttivo. Mentre il metodo più idoneo è quello sistemico, perché la biosfera è il risultato delle relazioni diacroniche stabilite nel corso di circa quattro miliardi di anni, con una costante che implica il prevalere nell'evoluzione dei processi di coevoluzione sinecologica su quelli competitivi tra specie e individui e nella formazione dell'ambiente l'affermarsi dell'azione geomorfogenetica dei viventi sui fenomeni geodinamici e astronomici (Giaccone e Di Martino, 1997).

L'analisi delle singole componenti della biosfera e dei suoi ecosistemi deve essere completata da una sintesi conoscitiva della natura relazionale dei processi naturali che si svolgono sia nella struttura della materia (microcosmo) sia tra le comunità viventi e nell'intero universo (macrocosmo). Nella pluridisciplinarietà dell'approccio ecosistemico è fondamentale per l'etica professionale inserire la visione delle relazioni esistenziali presenti nelle culture e nelle religioni che hanno caratterizzato l'anima profonda di queste culture. Questa è una *Depth Ecology* o *Ecologia del Profondo* delle culture che, a differenza della *deep ecology* che risente della *New Age,* mantiene la distinzione (non la separazione) tra le componenti e riconosce la diversità sinergica nei ruoli

relazionali degli organismi inseriti nelle reti trofoenergetiche degli ecosistemi naturali. "Mentre l'ecologia superficiale è disattenta ai contesti, alla rete in cui i singoli nodi sono collocati e collegati, nella "*Depth Ecology"* la visione contestualizzata delle singole realtà sospinge alla ricerca di senso, di un orizzonte indissolubilmente legato al paesaggio. Ma l'orizzonte non è il paesaggio" (Danisi, 2005).

Il paesaggio è un bene comune dell'umanità tutelato dagli accordi internazionali. Quando la tutela e la fruizione del paesaggio entrano negli atti legislativi dei vari stati o di aggregazioni di stati, si inserisce nel concetto di paesaggio la relazionalità sociale. In Italia questo aspetto legislativo risale al 1939 con la legge Bottai e poi è stato perfezionato nell'articolato costituzionale della Repubblica Italiana ed in tutta la normativa ambientale sviluppata in Europa in applicazione di numerose Direttive della Comunità Europea e degli accordi internazionali promossi da varie Agenzie dell'ONU. La relazionalità sociale è chiaramente espressa nella definizione di paesaggio data da Panizza (1988): "Il paesaggio è un'espressione geodinamica integrata di molteplici componenti naturali e antropiche". Panizza e Piacenti (2003) così sviluppano questa definizione. "Ciò significa affermare una continuità fra natura, storia, tradizioni, cultura, attività socio-economiche e prospettive di sviluppo, significa esprimere il rapporto uomo-natura in termini di continua evoluzione e di reciproca sollecitazione nel tempo e nello spazio. (…). L'uomo può riprendere il suo posto centrale all'interno della natura, ma con un ruolo ben diverso dal passato; non più con un problema di responsabilità soltanto verso il mondo esterno, ma piuttosto con un problema di responsabilità verso se stesso, in quanto è stato proprio l'uomo con il suo sviluppo, cioè con la sua storicità, la sua cultura (e non con la sua naturalità) ad avere innescato le problematiche ambientali".

L'etica insegna che una frattura anche ambientale è sempre una frattura nella relazione tra l'uomo e la natura e risanare, ristabilire l'equilibrio relazionale non è solo un problema tecnico-scientifico, una questione amministrativa o di diritto penale, ma anche una responsabilità morale che tocca la sfera della coscienza sia nella dimensione orizzontale (naturale) sia nella dimensione verticale (soprannaturale). Questo da una parte costituisce un antidoto per l'insorgere di fanatismi religiosi e ambientalisti e dall'altra è un ostacolo all'insorgere di poteri tecnocratici che portano ad un degrado sia della natura sia della dignità umana (Giaccone, 2001).

Summary - The Habitat Coralligenous biocenosis is defined as a bioherm of coralline algae forming a seascape very complex in structure and relations and developing several animal facies and vegetal associations. Seascape ecology is applied for the first time to investigate the Coralligenous assemblage of Mediterranean Sea. Human presence and relations (as diving or snorkelling observers) are to consider as seascape components together with organisms, geomorphologic structures and water column proprieties. Environmental Ethic and Principles of the Depth Ecology present in the cultures and religions of Mediterranean Countries have values to assure a sustainable development model according to Rio de Janeiro Declaration. Coralligenous assemblage as Mediterranean underwater seascape is defined and presented with an ecosystem, bionomic and phytosociologic approach. On the basis of research carried out along italian coasts it is possible to distinguishing between circalittoral coralligenous biocenosis and infralittoral coralligenous formations. The study of the Coralligenous concretions in Italy had pioneers between 1940 and 1960: Bacci, Parenzan, Rossi, Tortonesi. But Giaccone (1965) was first to applie SCUBA diving to study Coralligenous algal formations and Sarà (1968) founded a research group to investigate the infralittoral and the circalittoral limestone building organisms along coasts of Liguria and Pouilles italian regions. Distribution of different facies and associations of coralligenous assemblage along italian coasts is reported according to about 800 papers consulted. The coralligenous assemblage is very complex and in this paper the Habitat list of Barcelona Convention Protocol on SPA and BD and of the phytosociologic marine classification of benthic vegetation is reported. 1666 species have been till now recorded in Mediterranean bioconstructions as concretions and conglomerates both in the infralittoral and circalittoral zones of the phytal bionomic system.

Ringraziamenti - Si ringraziano per le osservazioni, i consigli e le integrazioni bibliografiche Angelo Tursi, Giulio Relini, Nando Boero, Renato Chemello, Leonardo Tunesi, Donatella Serio, Marcello Catra e tutti i soci della SIBM che hanno partecipato al dibattito su questa relazione nel corso del 38° Congresso (2007).

Bibliografia

ACUNTO S. (2000) - Tecniche di campionamento fotografico e studio della variabilità spazio-temporale in popolamenti coralligeni. *Tesi di Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali: Ecologia Marina, XIII ciclo. Università degli Studi di Pisa*.

ACUNTO S., BALATA D., CINELLI F. (2001) - Variabilità spaziale nel coralligeno e considerazioni sul metodo di campionamento. *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 191-200.

ANNICCHIARICO R. (1980) - Poriferi del fondo coralligeno dei mari della Puglia. *Thalassia Salentina,* **10**: 113-120.

ARGENTI L., TARAMELLI E., MATTEUCCI R., ARGANO R. (1989) - Notizie preliminari sui popolamenti vagili di formazioni coralligene infralitorali al largo di S. Severa (Roma). *Oebalia, N.S.* **15** (1): 287-288.

AUGIER H., BOUDOURESQUE C.F. (1975) - Dix ans de recherches dans la zone marine du Parc National de Port-Cros (France). Troisième partie. *Annales de la Societé des Sciences Naturelles et d'Archéologie de Toulon et du Var.,* **27**: 131-170.

BABBINI L., BRESSAN G. (1997) - Recensement de Corallinacées de la Mer Méditerranée et considération phytogéographiques. *Bibliotheca Phycologica.* J. Cramer, Berlin-Stuttgart, **103**: 1-421.

BABBINI L., BRESSAN G. (2000) - Corallinales of the Mediterranean Sea: present knowledge and future perspectives. *Proc. First Med. Symposium on Marine Vegetation.* RAC/SPA, Tunis: 74-78.

BACCI G. (1947) - Ricerche sulle zoocenosi bentoniche del Golfo di Napoli. I. La secca di Benda Palumno. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli,* **20**: 158-178.

BALATA D., ACUNTO S., PIAZZI L., CINELLI F. (2006) - Variabilità spaziale dei popolamenti coralligeni. *Biol. Mar. Medit*., **12** (2): 108-109.

BALATA D., PIAZZI L., CECCHI E., CINELLI F. (2005) - Variability of Mediterranean coralligenous assemblages subject to local variation in sediment deposition. *Marine Environmental Research.,* **60**: 403-421.

BALLESTEROS E. (1992) - Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen en la seva distribució. *Arxius Secció Ciències.,* **101**: 1-616.

BALLESTEROS E. (2006) - Mediterranean Coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanogr. and Mar. Biol.*: *an Annual Review*., **44**: 123-195.

BARKMANN J.J., MOREVIC J., RAUSHERT S. (1986) - Code of phytosociological nomenclature. *Vegetatio*, **67**: 145-195.

BASSO D. (1994) - Study of living calcareous algae by a paleontological approach: the non-geniculate Corallinaceae (Rhodophyta) of the soft bottoms of the Tyrrhenian Sea (western Mediterranean). The genera Phymatolithon Foslie and Mesophyllum Lemoine. *Rivista Italiana di Paleontologia e Stratigrafia,* **100**: 575-596.

BASSO D. (1996a) - Adaptative strategies and convergent morphologies in some mediterranean coralline algae. *Boll. Soc. Paleontol. Ital*., **3**: 1-8.

BASSO D. (1996b) - Soft bottom mediterranean calcareous algae (non-geniculate Corallinaceae): distribution and ecology. *Atti dell'11° Congresso dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia*: 225-234.

BASSO D., FRAVEGA P., VANNUCCI G. (1996) - Fossil and living corallinaceans related to the mediterranean endemic species *Lithophyllum racemus* (Lamarck) Foslie. *Facies*, **35**: 275-292.

BASSO D., FRAVEGA P., VANNUCCI G. (1997) - The taxonomy of *Lithothamnium ramosissimum* (Gumbel non Reuss) Conti and *Lithothamnium operculatum* (Conti) Conti (Rhodophyta, Corallinaceae). *Facies*, **37**: 167-182.

BASSO D., RODONDI G. (2006) - A Mediterranean population of *Spongites fruticulosus* (Rhodophyta, Corallinales), the type species of Spongites, and the taxonomic status of *S. stalactitica* and *S. racemosa*. *Phycologia,* **45** (4): 403-416.

BASSO D., RODONDI G., MARI M. (2004) - A comparative study between *Lithothamnion minervae* and the type material of *Millepora fasciculata* (Corallinales, Rhodophyta). *Phycologia,* **43**: 215-223.

BAVESTRELLO G., PUCE S., CERRANO C., ZOCCHI E., BOERO N. (2006) - The problem of seasonality of benthic hydroids in temperate waters. *Chemistry and Ecology,* **22**: 197-205.

BAZZICALUPO G., RELINI G., VIALE S. (1974) - Popolamenti di substrati artificiali posti su un fondo a coralligeno ed in una prateria di Posidonia. IV. Policheti sedentari e Cirripedi. *Mem. Biol. Mar. e Oceanogr., N.S.* **4**: 343-372.

BELLAN-SANTINI D., LACAZE J.C., POIZAT C. (1994) - Les Biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives. *Patrimoines Naturels,* **19**: 1-246.

BIANCHI C.N. (2001) - La biocostruzione negli ecosistemi marini e la biologia marina italiana. *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 112-130.

BIANCHI C.N., CATRA M., GIACCONE G., MORRI C. (2005) - Il paesaggio marino costiero: ambienti e biodioversità. In: *2 Mediterraneo ambienti, paesaggi, diversità. Direzione per la Protezione della Natura del Ministero dell'Ambiente e del Territorio,* Téchne Ed., Milano: 30-61.

BIANCHI C.N., CINELLI F., MORRI C. (1996) – La carta bionomica dei mari toscani: introduzione, criteri informativi e note esplicative. *Atti Soc. toscana Sci. Nat. Mem.,* Ser. A. **112** (Suppl.): 255-270.

BIANCHI C.N., MORRI C., NAVONE A. (2007) - I popolamenti delle scogliere rocciose sommerse dell'Area Marina Protetta di Tavolara Punta Coda Cavallo (Sardegna nord-orientale). *Scientific Reports of the Port-Cros National Park.*

BIONDI F., DELL'ANGELO B., DI PACO G., PALAZZI S., SERENA F. (1983) - Notizie preliminari su una formazione coralligena infralitorale rinvenuta lungo le coste livornesi, con osservazioni particolari sui molluschi. *Quad. Mus. St. Nat. Livorno,* **4**: 77-106.

BOUDOURESQUE C.F. (1970) - Recherches sur bionomie analytique, structurale et expérimentale sur les peuplements benthiques sciaphiles en Méditerranée occidentale (fraction algale). *Thèse. Université d'Aix-Marseille II.*

BOUDOURESQUE C.F. (1985) - Groupes écologiques d'algues marines et phytocenoses benthiques en Méditerranée nord-occidentale: une revue. *Giorn. Bot. Ital.,* **118**: 7-42.

BOUDOURESQUE C.F., CINELLI F. (1976) - Le peuplement algal des biotopes sciaphiles superficiels de mode battu en Méditerranée occidentale. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli,* **40**: 433-459.

BRESSAN G., BABBINI-BENUSSI L. (1995) - Inventario delle Corallinales del Mar Mediterraneo: considerazioni tassonomiche. *Giorn. Bot. Ital*., **129**: 367-390.

BRESSAN G., BABBINI L. (2003a) - Corallinales des mers italiennes: connaissance actuelle et future perspectives *Bocconea*, **16**: 209-224.

BRESSAN G., BABBINI L. (2003b) - Biodiversità marina delle coste italiane: Corallinales del Mare Mediterraneo: Guida alla determinazione. *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 1-237.

BRESSAN G., BABBINI L., GHIRARDELLI L., BASSO D. (2001) - Bio-costruzione e bio-distruzione di Corallinales nel Mar Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 131-174.

BRESSAN G., GIACCONE T. (2006) - Corallinales fossili nei sedimenti del Dosso di S. Croce (Golfo di Trieste, Alto Adriatico): descrittori paleoambientali. *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat. Catania,* **38** (365): 173-191.

CALCINAI B., BAVESTRELLO G., CATTANEO VIETTI R., CERRANO C., SARÀ M. (2001) - Il ruolo dei poriferi nei processi bioerosivi dei substrati organogeni. *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 181-190.

CARPINE C. (1964) - Contribution à l'étude bionomique de la Méditerranée occidentale (côte du Var et des Alpes-Maritimes, côte occidentale de Corse). (3) La côte de l'Estérel, de la pointe des Lions à la pointe de l'Aiguille (région A2). *Bull. Instit. Océanogr. Monaco,* **63**: 1-52.

CASELLATO S., SICHIROLLO E., CRISTOFOLI A., MASIERO L., SORESI S. (2005) - Biodiversità delle «tegnue» di Chioggia, zona di tutela biologica nel Nord Adriatico. *Biol. Mar. Medit*., **12** (1): 69-77.

CASELLATO S., MASIERO L., SICHIROLLO E., SORESI S. (2007) - Hidden secrets of the Northern Adriatic: "Tegnúe", peculiar reefs. *Central European Journal of Biology,* **2** (1): 122-136.

CERRANO C., BAVESTRELLO G., BIANCHI C. N., CALCINAI B., CATTANEO VIETTI R., MORRI C., SARÀ M. (2001) - The roles of sponges bioerosion in Mediterranean coralligenous accretion. In: Faranda F.M., Guglielmo L., Spezie G. (eds), *Mediterranean Ecosystems: Structure and Processes.* Springer-Verlag*.,* **30**: 235-240.

CHEMELLO R., MILAZZO M. (2002) - Effect of algal architecture on associated fauna: some evidence from phytal molluscs. *Marine Biology*, **140**: 981-990.

COCITO S., MORGIGNI M., SGORBINI S. (1995) - Morphotypes differentiation as an adaptive strategy: an example in a coralligenous community. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **34**: 25.

COMA R., RIBES M., GILI J.M., ZABALA M. (2000) - Seasonality in coastal benthic ecosystems. *Tree,* **11**: 448-453.

CORMACI M., FURNARI G., SCAMACCA B. (1985) - Osservazioni sulle fitocenosi bentoniche del golfo di Augusta (Siracusa). *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat. Catania,* **18**: 851-872.

CURIEL D., OREL G., MARZOCCHI M. (2001) - Prime indagini sui popolamenti algali degli affioramenti rocciosi del Nord Adriatico. *Boll. Soc. Adriat. Sci.,* **80**: 3-16.

DANISI A. (a cura di) (2005) - *Agenda 21. Formazione tra scienza ed etica. Per una società sostenibile.* Villaggio Globale s.r.l., Valenzano (BA): 1-160.

DE METRIO G., VACCARELLA R., TERIO E. (1977) - Rinvenimento di *Phyllidia pulitzeri* Pruvot-Fol 1962 nelle acque del Salento. *Atti Soc. Peloritana Sci. Fis. Mat. e Nat. Messina*, **23**: 95-101.

DI GERONIMO I., DI GERONIMO R., IMPROTA S., ROSSO A., SANFILIPPO R. (2001) - Preliminary observations on a columnar coralline build-up from off SE Sicily. *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 229-237.

DI GERONIMO I., DI GERONIMO R., ROSSO A., SANFILIPPO R. (2002) - Structural and taphonomic analysis of a columnar coralline algal build-up from SE Sicily. *Géobios*, Mém. Spec. n. 24, **35**: 86-95.

DIVIACCO G., TUNESI L. (1999) - Cartografia dei fondali antistanti la punta di Portofino (Mar Ligure) e osservazioni sui popolamenti bentici. *Atti Congresso A.I.O.L*., **13** (1): 233-239.

FELDMANN J. (1937) - *Recherches sur la Végétation Marine de la Méditerranée: la Côte des Albères*. Rouen. Wolf.

FERDEGHINI F., ACUNTO S., COCITO S., CINELLI F. (2000) - Variability at different spatial scales of a coralligenous assemblage at Giannutri Island (Tuscan Archipelago, northwest Mediterranean). *Hydrobiologia,* **440**: 27-36.

FERDEGHINI F., COCITO S., AZZARO L., SGORBINI S., CINELLI F. (2001) - Bryozoan bioconstructions in the coralligenous formations of S. M. Leuca (Apulia, Italy). *Biol. Mar. Medit.,* **8** (1): 238-245.

FREDJ G. (1964) - Contribution à l'étude bionomique de la Méditerranée occidentale (côte du Var et des Alpes-Maritimes, côte occidentale de Corse). Fasc. 2. La région de Saint Tropez; du Cap Taillat au Cap de Saint Tropez (région A1). *Bull. Instit. Océanogr. Monaco,* **63**: 1-55.

FURNARI G., SCAMACCA B., CORMACI M., BATTIATO A. (1977) - Zonazione della vegetazione sommersa dell'isola Lachea (Catania). *Atti XI Congresso della Società Italiana di Biologia Marina*: 245-257.

GABRIELE M., BELLOT A., GALLOTTI D., BRUNETTI R. (2003) - Sublittoral hard substrate communities of the Northern Adriatic Sea. *Cah. Biol. Mar*., **40**: 65-76.

GAMULIN-BRIDA H. (1965) - Contribution aux recherches bionomiques sur les fonds coralligènes au large de l'Adriatique moyenne. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.,* **18** (2): 69-74.

GERACI S., VALSUANI G. (1973) - Popolamenti di substrati artificiali posti su un fondo a coralligeno ed in una prateria di Posidonia. II: I Briozoi. *Atti V Congr. S.I.B.M., Nardò (LE)*: 261-278.

GIACCONE G. (1965) - Le fitocenosi marine nel settore rosso di Capo Zafferano (Palermo). *Lav. Istit. e Orto Bot. Palermo,* **22**: 1-69.

GIACCONE G. (1967) - Popolamenti a Laminaria rodriguezii Bornet sul banco Apollo dell'isola di Ustica (Mar Tirreno). *Nova Thalassia*, **3**: 1-10.

GIACCONE G. (1968a) - Aspetti della biocenosi coralligena in due stazioni dei bacini occidentali ed orientali del Mediterraneo. *Giorn. Bot. Ital*., **102**: 537-541.

GIACCONE G. (1968b) - Contributo allo studio fitosociologico dei popolamenti algali del Mediterraneo orientale. *Giorn. Bot. Ital*., **102**: 485-506.

GIACCONE G. (1970) - Le problème du climax dans les etages profonds de la Mer Méditerranée. *Thalassia Jugoslavica*, **6**: 195-199.

GIACCONE G. (1971) - Contributo allo studio dei popolamenti algali del Basso Tirreno. *Annali Università di Ferrara, n.s. Botanica,* **4** (3): 17-43.

GIACCONE G. (2001) - Il rapporto tra l'uomo e la natura nelle culture mediterranee di religione monoteista e lo sviluppo sostenibile. *Quad. Accad. int. Sci. Tecn. Subacquee Ustica*, **24**: 14-40.

GIACCONE G. (2003a) - Ecologia del paesaggio ed il rapporto uomo – natura. *Quaderni di aa.vv. in Sicilia. Bioarchitettura. Atti del Convegno nazionale. A.B.TAT. Onlus. Catania*: 18-21.

GIACCONE G. (2003b) – Èvaluation de l'état de la taxonomie des organismes végétaux marins dans les pays de la Méditerranée. In: *Projet d'Initiative Méditerranéenne sur la Taxonomie.* PAM/ UNEP/ RAC/SPA Tunis: 1-17 + 11 annexes.

GIACCONE G. (responsabile scientifico) (2004) - Convenzione sul Censimento degli Habitat marini bentonici di interesse per la conservazione presenti sulle coste italiane (Protocollo SDM /3/ 6259 del 30/07/2003) tra il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Dipartimento per le

Risorse Idriche, Direzione per la Difesa del Mare ed il Dipartimento di Botanica dell'Università di Catania (*Relazione e schede inedite*).
GIACCONE G., ALONGI G., PIZZUTO F., COSSU A. (1994) - La vegetazione marina bentonica sciafila del Mediterraneo: III. Infralitorale e circalitorale. Proposte di aggiornamento. *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat. Catania,* **27**: 201-227.
GIACCONE G., DI MARTINO V. (1997) - Syntaxonomic relationship of the mediterranean phytobenthos assemblages: paleoclimatic bases and evolutive tendencies. *Lagascalia*, **19** (1-2): 129-144.
GIACCONE G., DE LEO A. (1966) - Flora e vegetazione algale del Golfo di Palermo. *Lav. Istit. e Orto Bot. Palermo,* **22**: 251-317.
GILI J.M., ROS J. (1984) - L'estatge circalitoral de les illes Medes: el coralligen. In: *Els Sistemes Naturals de les Illes Medes*, J. Ros *et al*. (eds), *Arxius Secció Ciències,* **73**: 677-705.
GIOVANARDI O., CRISTOFALO L., MANZUETO L., FRANCESCHINI G. (2003) - New data on biogenic reefs (tegnue of Chioggia) in Adriatic. In: Ozhan E. (ed), *Proceeding of the sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment.* Medcoast 03, Ankara, Turkey: 103-116.
GOLDING N., MALCOLM A., CONNOR V. e D.W. (2004) - Irish Sea Pilot - Report on the development of a Marine Landscape classification for the Irish Sea. *JNCC Report n° 346*: 1-30.
HONG J.S. (1980) - Étude faunistique d'un fond de concrétionnement de type coralligène soumis à un gradient de pollution en Méditerranée nord-occidentale (Golfe de Fos). *Thèse de Doctorat. Université d'Aix-Marseille II.*
LABOREL J. (1960) - Contribution à l'étude directe des peuplements benthiques sciaphiles sur substrat rocheux en Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **20** (33): 117-174.
LABOREL J. (1961) - Le concretionnement algal "coralligène" et son importance géomorphologique en Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **23** (37): 37-60.
LABOREL J. (1979) - Marine biogenic constructions in the Mediterranean. *Scientific Reports of Port-Cros National Park,* **13**: 97-126.
LAUBIER L. (1959a) - Contribution à la faunistique du coralligène. I. Quelques particularités biologiques de *Polydora armata* Langerhans. *Vie et Milieu*, **9**: 412–415.
LAUBIER L. (1959b) - Contribution à la faunistique du coraligène. III. Deux spionidiens inquilins sur des bryozoaires chilostomides. *Vie et Milieu*, **10**: 347–349.
LAUBIER L. (1960) - Une nouvelle espèce de syllidien: *Haplosyllis depressa* Augener *sp. nov*. chamaeleon, ectoparasite sur l'octocorallaire *Muricea chamaeleon* von Koch. *Vie et Milieu,* **11**: 75–87.
LAUBIER L. (1966) - Le coralligène des Albères: monographie biocénotique. *Ann. Instit. Océanogr. Monaco,* **43**: 139–316.
MARINO G., DI MARTINO V., GIACCONE G. (1998) - La vegetazione marina nella Penisola Maddalena (Siracusa, Sicilia SE). *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat. Catania*, **31**: 235–287.
MARION A.F. (1883) - Esquisse d'une topographie zoologique du Golfe de Marseille. *Ann. Musée Hist. Nat. Marseille,* **1**: 1–108.
MISTRI M., CECCHERELLI V.U. (1994) - Growth and secondary production of the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Marine Ecology Progress Series,* **103**: 291–296.
MISTRI M., CECCHERELLI V.U. (1995) - Produzione secondaria di organismi coloniali di substrato duro: i gorgonacei. *S.IT.E. Atti,* **16**: 463-465.
MOLINIER R. (1956) - Les fonds à laminaires du Grand Banc de Centuri (Cap Corse). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences,* **342**: 939–941.
MOLINIER R. (1960) - Étude des biocénoses marines du Cap Corse. *Vegetatio,* **9**: 212–312.
MORGANTI C., COCITO S., SGORBINI S. (2001) - Contribution of bioconstructors to coralligenous assemblages exposed to sediment deposition. *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 283-286.
NAVEH Z., LIEBERMAN A.S. (1984) - *Landscape Ecology, theory and application*. Springer Verlag. N.Y.
NICOLETTI L., CHIMENZ C. (1995) - Bryozoan assemblages and relation with environmental factors: an example from the Latium coast (Italy). *Oebalia*, **21**: 93-102.
ORSI RELINI L. (1976) - I Crostacei Decapodi litorali di Portofino: I Segnalazione di Balssia gasti (Balss 1921), un Palemonide nuovo per il Mar Ligure. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **44**: 75-80.
PACCIARDI L., VIRGILIO M., ABBIATI M., DE BIASI A.M. (2004) - Variabilità spazio-temporale dei briozoi del coralligeno di Calafuria (Livorno). *Biol. Mar. Medit*., **11** (2): 451-454.
PANIZZA M. (1988) - *Geomorfologia applicata*. La Nuova Italia Scientifica. Roma.
PANIZZA M., PIACENTI S. (2003) - *Geomorfologia culturale*. Pitagora Editrice. Bologna.

PANSINI M., PRONZATO R. (1973a) - Primi dati sul popolamento di Poriferi del coralligeno di Bogliasco. *Atti V Congr. S.I.B.M., Nardò (LE)*: 104-114.

PANSINI M., PRONZATO R. (1973b) - Il coralligeno di Bogliasco ed il suo popolamento di Poriferi. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova,* **41**: 5-34.

PANSINI M., PRONZATO R., VALSUANI G. (1974) - Popolamenti di substrati artificiali posti su un fondo coralligeno ed in una prateria di Posidonia. III Poriferi. *Mem. Biol. Marina e Oceanogr., N.S.* **4**: 263-274.

PARENZAN P. (1960) - Aspetti biocenotici dei fondi ad alghe litoproduttrici del Mediterraneo. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **15** (2): 87–107.

PARENZAN P. (1983a) - Fondo coralligero. In: *Puglia marittima. Aspetti geologici e biologia marina*. Congedo Ed., Galatina (LE), **2**: 495-517.

PARENZAN P. (1983b) - Fondo ad alghe coralline In: *Puglia marittima. Aspetti geologici e biologia marina*. Congedo Ed., Galatina (LE), **2**: 519-522.

PEIRANO A., TUNESI L. (1989) - Modificazioni nella composizione del popolamento ad Antozoi del coralligeno di Punta Mesco (Mar Ligure di Levante) a 30 anni dalle prime osservazioni. *Nova Thalassia,* **10** (Suppl. 1): 543-548.

PERES J.M. (1982) - Ocean management. In: Kinne O. (ed), *Marine Ecology*. John Wiley and Sons Ltd., New York, **5** (1): 9-642.

PERES J.M., PICARD J. (1951) - Notes sur les fonds coralligènes de la région de Marseille. *Arch. Zool. Expér. Génér*., **88**: 24–38.

PERES J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **31** (47): 1–131.

PETRARCA F. (1336) - Lettera scritta a Dionigi da Borgo S. Sepolcro: Ascesa al Monte Ventoso. *Familiares,* Ed. Principato, 1987, **4** (1): 948-953.

PIAZZI L., BALATA D., PERTUSATI M., CINELLI F. (2004) - Spatial and temporal variability of Mediterranean macroalgal coralligenous assemblages in relation to habitat and substratum inclination. *Botanica Marina,* **47**: 105-115.

PIAZZI L., PARDI G., BALATA D., CECCHI E., CINELLI F. (2002) - Seasonal dynamics of a subtidal north-western Mediterranean macroalgal community in relation to depth and substrate inclination. *Botanica Marina,* **45**: 243–252.

PIAZZI L., RINDI F., CINELLI F. (2000) - Composizione floristica di un fondale a coralligeno del litorale laziale settentrionale. *Biol. Mar. Medit.,* **7** (1): 715-717.

PIGNATTI S. (1994) - *Ecologia del paesaggio*. UTET Ed. Torino.

PRUVOT G. (1894) - Sur les fonds sous-marins de la région de Banyuls et du cap de Creus. *Comptes Rendus de l'Académie des Science,* **118**: 203-206.

PRUVOT G. (1895) - Coup d'oeil sur la distribution générale des invertébrés dans la région de Banyuls (Golfe du Lion). *Archives de Zoologie Expérimentale et Générale,* **3**: 629–658.

RELINI G. (2000) - Nuovi contributi per la conservazione della biodiversità marina in Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.,* **7** (3): 173-211.

RELINI G., ORSI RELINI L., VALSUANI G. (1973) - Popolamenti di substrati artificiali posti su un fondo a coralligeno ed in una prateria di Posidonia. I: Caratteristiche generali. *Atti V Congr. S.I.B.M., Nardò (LE)*: 226-260.

REPETTO L., MONTANARI M., MARTINI F. (1977) - Popolamenti di substrati artificiali posti su un fondo a coralligeno ed in una prateria di Posidonia - V: Idroidi. *Atti IX Congr. S.I.B.M., Lacco Ameno d'Ischia (NA)*: 415-426.

SARÀ M. (1968) - Un coralligeno di piattaforma (coralligène de plateau) lungo il litorale pugliese. *Arch. Oceanogr. Limnol*., **15** (Suppl.): 139–150.

SARÀ M. (1969) - Research on coralligenous formation: problems and perspectives. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli*, **37**: 124–134.

SARÀ M. (1971) - Le peuplement du coralligène des Pouilles. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.,* **20** (3): 235-237.

SARÀ M. (1972) - Un biotopo da proteggere: il coralligeno pugliese. *Atti del I Simposio Nazionale sulla Conservazione della Natura, Bari*: 145-151.

SARÀ M. (1977) - Lineamenti e prospettive delle ricerche sulle biocenosi bentoniche marine di fondo duro. *Atti IX Congr. S.I.B.M., Lacco Ameno d'Ischia (NA)*: 103-118.

SARÀ M. (1999) - Il ruolo dei poriferi nella biodiversità, struttura e dinamica del coralligeno nel Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit*., **6** (1): 144-150.

SARÀ M., BALDUZZI A., BARBIERI M., BAVESTRELLO G., BIANCHI C.N., BOERO F., CATTANEO VIETTI R., CORRIERO G., MORRI C., PANSINI M. (1990) - Hard bottom zoobenthos: an analysis of its composition, distribution and of the adaptive strategies of the species. *Nat. Sci. Comm. Ant., Ocean. Camp. 1987-88, Data Report,* **2**: 249-260.

SARÀ M., BALDUZZI A., BOERO F., PANSINI M., PESSANI D., PRONZATO R. (1978) - Analisi di un popolamento bentonico di falesia del Promontorio di Portofino: dati preliminari. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **46**: 119-137.

SARÀ M., PULITZER-FINALI G. (1970) - Nuove vedute sulla classificazione dei fondi coralligeni. *Pubbl. Staz. Zool. Napoli*, **38** (Suppl.): 174-179.

SARTORETTO S. (1996) - Vitesse de croissance et bioérosion des concrétionnements "coralligènes" de Méditerranée nord-occidentale. Rapport avec les variations Holocènes du niveau marin. *Thèse Doctorat d'Écologie, Université d'Aix-Marseille, II.*

SARTORETTO S. (1998) - Bioérosion des concrétions coralligènes de Méditerranée par les organismes perforants: essai de quantification des processus. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Séries IIA, Earth and Planetary Sciences,* **327**: 839–844.

STEFANON A., ZUPPI M. (2000) - Recent carbonate rock formation in the Northern Adriatic Sea: hydrological and geotechnical implications. *Hydrogeologie*, **4**: 3-10.

SURIANO C., MAZZOLA S., LEVI D., GIUSTO G.B. (1992) - La biocenosi dei substrati duri circalitorali a grandi Phaeophyceae (*Laminaria rodriguezii* Bornet, 1888) nel Canale di Sicilia e nel Canale Maltese. *Oebalia,* **17** (Suppl.): 429-432.

TORTONESE E. (1958) - Bionomia marina della regione costiera fra punta della Chiappa e Portofino (Riviera Ligure di Levante). *Archivi di Oceanografia e Limnologia,* **11**: 167–210.

TRUE M.A. (1970) - Étude quantitative de quatre peuplements sciaphiles sur substrat rocheux dans la région marsellaise. *Bull. Instit. Océanogr. Monaco,* **69**: 1–48.

TUNESI L., SALVATI E., ALCARO L., AMATO E., LAURIANO G. (2001) - Descrizione preliminare dei popolamenti zoobentonici di fondo duro del versante occidentale dell'isola dell'Asinara (Sardegna nord-occidentale). *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 873-877.

TURSI A., MATARRESE A., SCALERA LIACI L., COSTANTINO G., CAVALLO R.A., CECERE E. (1985) - Colonizzazione di substrati duri artificiali immersi in una biocenosi coralligena ed in un posidonieto. *Oebalia, N.S.* **11** (1): 401-416.

VAISSIERE R. (1964) - Contribution à l'étude bionomique de la Méditerranée occidentale (côte du Var et des Alpes-Maritimes, côte occidentale de Corse). Fasc. 1: Generalités. *Bull. Instit. Océanogr. Monaco,* **63**: 1–12.

VIRGILIO M., AIROLDI L., ABBIATI M. (2006) - Spatial and temporal variations of assemblages in a Mediterranean coralligenous reef and relationships with surface orientation. *Coral Reefs,* **25**: 265-272.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 146-147

G. Bressan, S. Favretto[1], S. Kaleb, G. Tromba[2]

Dipartimento di Biologia, Università di Trieste, Via L. Giorgieri, 10 - 34127 Trieste, Italia.
gbressan@units.it
[1]Dipartimento di Ingegneria civile ed ambientale, Università di Trieste,
Piazzale Europa, 1 - 34127 Trieste, Italia.
[2]Sincrotrone Trieste-AREA Science Park, SS14, km 163.5 in AREA Science Park
34012 Basovizza (TS), Italia.

APPLICAZIONE DELLA MICROTOMOGRAFIA COMPUTERIZZATA A RAGGI X ALLO STUDIO PREDITTIVO DELLA STRUTTURA DI ALGHE ROSSE CALCAREE

APPLICATION OF X-RAY MICROTOMOGRAPHY TO A PREDICTIVE EVALUATION OF CORALLINE ALGAE STRUCTURE

Abstract *– Application of high-resolution X-ray microtomography to coralline algae seem to offer an important not invasive tool for the subsequent analysis. This predictive evaluation is mainly request in thallus coating hardrock when taxonomical features lack or in epibiosis phenomena (i.e. rhodoliths box work). This study reports about preliminary analysis carried out at the Elettra synchrotron laboratory.*

Key-words: *coralline algae, structure, bioindicators, X-Ray microtomography, predictive evaluation.*

Introduzione - Le alghe rosse calcaree (Corallinales) rivestono nell'ecosistema marino un ruolo rilevante come: produttori primari, biocostruttori, fonte di cibo per gli erbivori, substrato di reclutamento di diverse alghe e invertebrati, nonché come parte del ciclo biogeochimico del carbonio. A causa dell'ampia distribuzione spaziale, elevato potenziale di conservazione e inequivocabile significato ecologico, le Corallinales devono essere considerate uno strumento di indagine privilegiato, in grado di fornire dettagliate informazioni sull'evoluzione ambientale. Lo studio di queste specie risulta però complesso a causa della natura minerale dei talli, poveri di caratteri tassonomici soprattutto nelle forme globose (rodoliti *box work*) o incrostanti, quando prive di escrescenze. Al fine di poter cogliere la distribuzione nascosta di caratteri diacritici (ad es. concettacoli immersi nel tallo) per finalizzarne lo studio, si è cercato di mettere a punto una procedura di analisi basata su tecniche invasive solo in minima parte.

Materiali e metodi – I talli raccolti in immersione con ARA sul Dosso di S. Croce (Golfo di Trieste) sono stati seccati all'aria e trasferiti presso il laboratorio di luce di Sincrotrone Elettra di Trieste dove sono disponibili due *facilities* per micro-tomografia a raggi X: la linea di luce SYRMEP (SYnchrotron Radiation for MEdical Physics) ed il Tomolab (Laboratorio per la tomografia), che sfrutta una sorgente a raggi X a micro-fuoco. La linea SYRMEP fornisce un fascio di raggi X monocromatico di elevata coerenza spaziale in un intervallo di energie tra 10 keV e 35 keV ed è adatta allo studio di campioni fino a 1,5cm di spessore; il generatore del Tomolab eroga un fascio di raggi X in un intervallo complementare, corrispondente a valori di alimentazione tra i 40 kVp ed i 130 kVp, che permette di effettuare misure su campioni spessi fino a circa 5 cm. Le immagini tridimensionali, acquisite attraverso le due linee di microtomografia con risoluzione spaziale di circa 10μ, hanno orientato le successive fasi di prelievo di parti di campione per uno studio strutturale e ultrastrutturale più approfondito, condotto al SEM presso il CSPA dell'Università di Trieste, secondo metodiche già acquisite (Bressan e Babbini, 2003).

Risultati – È stata individuata la presenza di organi di riproduzione nascosti (concettacoli immersi nel tallo) con una procedura atta a rispettare l'integrità del campi-

one. Tale operazione è stata resa possibile grazie alla seriazione di un congruo numero di *slices* (fino a 1440) che ha portato alla ricostruzione tridimensionale del tallo senza intaccarne la struttura. La restituzione grafica della pila (*stack*) di *slices* ha permesso: di determinare un intervallo di *rendering* in cui era inclusa la porzione di campione scelto come bersaglio per lo studio; di stabilire le coordinate del bersaglio su cui agire per l'asportazione di una porzione di tessuto (una sorta di biopsia guidata dalla microtomografia). L'ottimizzazione dello studio è avvenuta mediante l'integrazione metodologica tra la microtomografia (fase esplorativa - orientativa) e il SEM (fase di morfologia analitica ad alta risoluzione). Il successo della fase esplorativa è stato determinato dalla buona qualità delle immagini in termini di risoluzione a livello anatomico-tissutale, senz'altro migliore con la linea di luce SYRMEP. È stato possibile apprezzare nitidamente la zonazione data dall'alternanza di bande, ± calcificate, tipica di una struttura lithothamnioide come quella di un campione di *Lithothamnion minervae* Basso. L'individuazione precoce di organi di riproduzione immersi nel tallo ha portato a una rapida e sicura determinazione delle fasi del ciclo vitale della specie campione come anche, in altri casi, alla verifica dello stato di maturità dei concettacoli e del loro contenuto prima della disezione. Risultati attesi sono da ricercare in: un possibile maggior grado di risoluzione della microtomografia a raggi X alla linea di luce SYRMEP (es. livello citologico); una più immediata corrispondenza tra le coordinate del bersaglio individuate durante il *rendering* al Tomolab e ogni successivo prelievo mirato di parte del campione (biopsia mediante microcarotaggio).

Conclusioni – L'applicazione della microtomografia a raggi X allo studio di alghe rosse calcaree: - sembra interessare diversi aspetti innovativi, emersi in recenti ricerche (Feist *et al.,* 2005; Kaulich *et al.,* 2006), come ad es. la possibile interpretazione: ecologica della struttura di rodoliti (ad es.: quali bio-indicatori; nell'individuazione di successioni spazio - temporali e di specie-specificità ricorrenti nell'epibiosi *box work*; nell'incidenza del *global change* sulla calcificazione dei talli); paleoecologica (*paleomarkers*); sedimetologica e archeologica; - può dischiudere un campo di ricerca sinora inesplorato, ottimizzando lo sforzo interpretativo grazie alla conservazione quasi completa dell'integrità del campione con risparmio di lavoro (in particolare rispetto all'istologia tradizionale), di tempo/uomo e di costi.

Bibliografia

BRESSAN G., BABBINI L. (2003) - Corallinales del Mar Mediterraneo: guida alla determinazione. *Biol. Mar. Medit.,* **10** (2): 1-240.

FEIST M., LIU J., TAFFOREAU P. (2005) - New insights into Paleozoic charophyte morphology and phylogeny. *American Journal of Botany*, **92**: 1152-1160.

KAULICH B., KISKINOVA M., MANCINI L., MENK R.H., RIGON L., TUNIS C., TROMBA G., WILKINS S.W., ZANINI F. (2006) - Trieste - Melbourne cooperation in advanced imaging with synchrotron radiation. *Bollettino della Società Scientifica in Australasia*, **6** (2): 12-16.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 148-149

C.N. Bianchi, R. Cattaneo-Vietti, C. Morri, A. Navone[1], P. Panzalis[1], P. Orrù[2]

Dipartimento Territorio e Risorse (Dip.Te.Ris.), Università di Genova,
Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
nbianchi@dipteris.unige.it
[1]Consorzio Gestione AMP di Tavolara-Punta Coda Cavallo, Via Angioj, 1 - 07026 Olbia (SS), Italia.
[2]Dipartimento Scienze della Terra (Di.S.Ter.), Università di Cagliari,
Via Trentino, 51 - 09127 Cagliari, Italia.

IL CORALLIGENO DELL'AREA MARINA PROTETTA DI TAVOLARA PUNTA CODA CAVALLO (SARDEGNA NORD-ORIENTALE)

CORALLIGENOUS FORMATIONS IN THE MARINE PROTECTED AREA OF TAVOLARA PUNTA CODA CAVALLO (NE SARDINIA, ITALY)

Abstract - *Scuba diving surveys, carried out in 46 sites between 1989 and 2005 down to 57 m depth, allowed the recognition of 5 different typologies of coralligenous formations (coralline algae buildups): i) enclaves within infralittoral assemblages on vertical walls, either carbonatic or granitic; ii) on limestone pinnacles between 25 and 40 m depth; iii) on granite inselbergs and other erosional remnants 38 to 56 m deep; iv) organogenic platforms at 42-44 m; v) on beach-rocks at 27, 40 and 54 m. The exuberance of a "typical" coralligenous community, with tall gorgonians and/or large sponges, was not correlated with an important accretion of the basal layer of coralline algae.*

Key-words: *coralligenous, bioconcretion, diving survey, Marine Protected Area, Mediterranean Sea.*

Introduzione – Il coralligeno rappresenta la principale biocostruzione del Mediterraneo, in termini sia di potenza sia di biodiversità associata (Bianchi, 2002). Per unicità ed importanza ecologica, il coralligeno è stato spesso equiparato alla prateria di posidonie, ma la "Direttiva Habitat" 93/43/CEE non gli assegna lo stesso status di habitat prioritario per la conservazione (Bellan-Santini *et al.*, 2002). Le conoscenze sul coralligeno sono state riviste da Ballesteros (2006): ulteriori ricerche sono necessarie per la caratterizzazione delle diverse tipologie, in relazione sia alla ripartizione ecologica sia alla distribuzione geografica. Nell'Area Marina Protetta (AMP) di Tavolara Punta Coda Cavallo si riscontrano notevoli varietà ed abbondanza di coralligeni (Navone e Bianchi, 1992; Navone *et al.*, 1992). In questo lavoro ne vengono brevemente descritte fisionomia e sviluppo della bioconcrezione, in funzione della profondità e della geomorfologia (Orrù e Pasquini, 1992).

Materiali e metodi – Tra il 1989 ed il 2005 sono stati effettuati 96 rilevamenti subacquei in 46 siti, fino a 57 m di profondità. La bioconcrezione è stata stimata tramite un penetrometro a mano, distinguendo 3 casi: assente o scarsa (penetrazione nulla); moderata (penetrazione millimetrica); importante (penetrazione centimetrica). Sono state differenziate 4 fisionomie dello strato elevato: assente o incospicuo; monospecifico ad *Eunicella cavolinii* (EC); oligospecifico a grandi spugne (GS), quali *Spongia agaricina*, *Sarcotragus foetidus* e *Axinella polypoides*, talvolta accompagnate da *Eunicella singularis*; plurispecifico a *Paramuricea clavata* (PC), cui si possono aggiungere *Eunicella cavolinii*, *Eunicella singularis, Salmacina dysteri*, *Spongia agaricina*, *Aplysina cavernicola* ed *Alcyonium acaule.* Una descrizione di dettaglio di tutti i siti e dei diversi popolamenti osservati si può trovare in Bianchi *et al.* (2007).

Risultati – Popolamenti ad affinità coralligena sono stati osservati in 29 siti, su 5 diverse morfologie: *i*) pareti verticali a profondità infralitorali (7-33 m); *ii*) pinnacoli calcarei da 25 a 40 m di profondità; *iii*) inselberg ed altre forme residuali granitiche

tra 38 e 56 m di profondità; *iv*) piattaforme organogene a 42-44 m di profondità; *v*) beach-rock a 27, 40 e 54 m di profondità. Il coralligeno di parete (*i*) si configura essenzialmente come un enclave, favorito dalla pendenza verticale o strapiombante del substrato, all'interno di popolamenti algali infralitorali; la bioconcrezione è scarsa (soprattutto su granito) o moderata (soprattutto su calcare), e lo strato elevato è quasi sempre EC. I pinnacoli calcarei (*ii*), frammenti della bancata dell'Isola di Tavolara, presentano bioconcrezione moderata o importante e strato elevato PC. Gli inselberg (*iii*), localizzati soprattutto nel Canale di Tavolara, costituiscono diversi tipi di secche rocciose ad affinità coralligena: quelle relativamente più superficiali possono avere bioconcrezione moderata ma strato elevato assente oppure bioconcrezione scarsa e strato elevato EC; le più profonde hanno sempre bioconcrezione scarsa, con strato elevato PC (verso l'apice) o GS (alla base). Le piattaforme organogene (*iv*) sono poco estese, hanno sempre bioconcrezione importante e strato elevato EC (più raramente PC). Le beach-rock presentano aspetti coralligeni (*v*) a partire da 27 m, dove la bioconcrezione è moderata ma lo strato elevato è assente; a 40 m si trovano situazioni con bioconcrezione scarsa e strato elevato GS oppure con bioconcrezione importante e strato elevato assente; a 54 m la bioconcrezione è sempre importante e lo strato elevato, molto sviluppato, sempre PC.

Conclusioni – Geomorfotipi diversi offrono impianto a coralligeni differenti, indipendentemente dalla profondità (con l'evidente eccezione delle enclavi infralitorali). Le differenze riguardano sia la bioconcrezione, sia lo strato elevato: i due aspetti non risultano assolutamente correlati, al punto che bioconcrezioni importanti possono avere strato elevato assente o incospicuo mentre "tipici" popolamenti coralligeni, caratterizzati dall'esuberanza di *Paramuricea clavata* e dalla varietà del corteggio di specie caratteristiche, possono svilupparsi in assenza di bioconcrezione. L'aspetto a grandi spugne, ricorrente su rocce basse poco bioconcrezionate in vicinanza del fondo sedimentario, è poco noto e richiederebbe studi più approfonditi.

Bibliografia

BALLESTEROS E. (2006) - Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review,* **44**: 123-195.

BELLAN-SANTINI D., BELLAN G., BITAR G., HARMELIN J.G., PERGENT G. (2002) - Handbook for interpreting types of marine habitat for the selection of sites to be included in the national inventories of natural sites of conservation interest. United Nations Environment Programme, Action Plan for the Mediterranean, Regional Activity Centre for Specially Protected Marine Areas, Tunis.

BIANCHI C.N. (2002) - La biocostruzione negli ecosistemi marini e la biologia marina italiana. *Biol. Mar. Medit.*, **8** (1): 112-130.

BIANCHI C.N., MORRI C., NAVONE A. (2007) - I popolamenti delle scogliere rocciose sommerse dell'Area Marina Protetta di Tavolara Punta Coda Cavallo (Sardegna nord-orientale). *Scientific Reports of the Port-Cros National Park*.

NAVONE A., BIANCHI C.N. (1992) - Riserva marina di Tavolara-Capo Coda Cavallo (Sardegna NE). Carta bionomica dei fondi marini. Studio Navone, Olbia.

NAVONE A., BIANCHI C.N., ORRÙ P., ULZEGA A. (1992) - Saggio di cartografia geomorfologica e bionomica nel parco marino di Tavolara-Capo Coda Cavallo. *Oebalia*, **17** (2) Suppl.: 469-478.

ORRÙ P., PASQUINI C. (1992) - Rilevamento geomorfologico sottomarino della riserva marina di Tavolara Capo Coda Cavallo (Sardegna nord-orientale). *Giornale di Geologia* (3), **54** (2): 49-63.

Ricerca effettuata nell'ambito di un progetto di collaborazione tra Dip.Te.Ris. e AMP di Tavolara Punta Coda Cavallo.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 150-151

M. Bo, S. Tazioli, N. Spanó*, G. Bavestrello

Dipartimento di Scienze del Mare, Università Politecnica delle Marche,
Via Brecce Bianche – 60131 Ancona, Italia.
m.bo@ univpm.it
*Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina, Italia.

LA DISTRIBUZIONE DI *ANTIPATHELLA SUBPINNATA* (ANTIPATHARIA) NEL MEDITERRANEO

THE DISTRIBUTION OF ANTIPATHELLA SUBPINNATA *(ANTIPATHARIA) IN THE MEDITERRANEAN SEA*

Abstract - *The distribution of* Antipathella subpinnata *Ellis and Solander, 1786 in the Mediterranean Sea has been investigated through personal records and a wide census involving diving centers along all the Italian coasts. This black coral species is a common component of the lower fringe of the circalittoral twilight environment, under 50 m depth, where hard substrata are available.*

Key-words: *deep corals, black corals, geographic distribution, endangered species, Mediterranean Sea.*

Introduzione – Gli antipatari, comunemente noti come coralli neri, sono tra i coralli azooxantellati più comuni delle barriere coralline tropicali dove talvolta costituiscono comunità molto ricche per diversità ed abbondanza. Questo gruppo tuttavia presenta specie anche a latitudini polari e temperate, sebbene in minor numero e generalmente a maggiore profondità. Per il Mar Mediterraneo sono state descritte finora 5 specie (Opresko e Försterra, 2004) tra le quali *A. subpinnata* (Famiglia Myriopathidae) è probabilmente la più diffusa (Von Koch, 1889; Roule, 1905; Gravier, 1921). Scopo di questo lavoro è stato l'aggiornamento della distribuzione della specie in Mediterraneo con la raccolta di dati sulle sue preferenze ecologiche.

Materiali e metodi – L'archivio dei dati di distribuzione di *A. subpinnata* è stato creato utilizzando tutti i ritrovamenti citati in letteratura e le numerose osservazioni compiute da noi stessi e da subacquei professionisti, prevalentemente istruttori sub e fotografi. Le informazioni sono state ottenute tramite l'invio di un questionario che ha permesso di raccogliere anche dati ecologici relativi alla densità delle popolazioni, al range batimetrico ed all'habitat. Per ogni ritrovamento è stata richiesta una documentazione fotografica allo scopo di verificare la corretta attribuzione della specie.

Risultati – Dai dati bibliografici emerge per *A. subpinnata* una distribuzione Atlanto-mediterranea: nel bacino occidentale la specie è distribuita lungo le coste spagnole, francesi ed italiane ed in numerosi siti croati per quanto riguarda il Mare Adriatico. Invece per il bacino orientale vi è un unico ritrovamento nell'arcipelago greco (Pax, 1952; Vafidis e Koukouras, 1998). I ritrovamenti atlantici si concentrano lungo le coste portoghesi e francesi e su alcuni *sea mounts* dell'Atlantico orientale (Grasshoff, 1985).

Per quanto riguarda i mari italiani la maggior parte dei ritrovamenti deriva dal Mar Tirreno (Sardegna Nord orientale, Arcipelago Toscano, Ponza) e dal Mar Ligure. La specie è stata abbondantemente rinvenuta in Sicilia (Stromboli, Palermo, Stretto di Messina e Pantelleria). Il ritrovamento più orientale per le acque italiane proviene da Gallipoli (Mar Ionio).

A. subpinnata è sempre stata ritrovata a profondità maggiori di 50 m in aree spesso soggette a forti correnti mentre nessuna colonia è mai stata raccolta a più di 500 m. Sebbene alcune colonie siano state raccolte su substrati argillosi nel bacino adriatico, questa specie è caratteristica di fondali duri, naturali o artificiali (come sul relitto

'Ravenna', Liguria Occidentale). La taglia della colonia è molto variabile, da un minimo di 20-30 cm fino ad un massimo di 1 m. Le popolazioni possono essere localmente dense, raggiungendo valori di 1-2.5 colonie/m^2, come a Palermo e Portofino mentre in altre località sono state osservate popolazioni rade o colonie isolate come a Capraia, Stromboli o Gallipoli. Le colonie di *A. subpinnata* sono spesso associate a gorgonie (come *Paramuricea clavata*) o spugne (come *Axinellae* spp.), e ospitano una ricca ittiofauna.

Conclusioni – Il nostro studio aggiorna la distribuzione di *A. subpinnata* nei mari italiani e definisce chiaramente questa specie come un comune componente dell'ambiente circalitorale roccioso al di sotto dei 50 m di profondità con temperature stabilmente inferiori a 15 °C. Tali preferenze termiche concordano con quelle delle altre tre specie del genere, viventi nell'Atlantico orientale e nei fiordi neozelandesi. Questa caratteristica distribuzione mondiale delle specie di *Antipathella,* suggerisce per questo genere lo stato di relitto tetiano.

Le comunità a corallo nero e gorgonie, viventi sui substrati duri dell'orizzonte inferiore del piano circalitorale, ricadono nella definizione di "ecosistemi corallini profondi" suggerita da Puglise *et al*. (2005) e si rinvengono tipicamente in aree di transizione tra gli ambienti rocciosi e quelli detritici/fangosi (base delle falesie, affioramenti rocciosi nei fondi mobili, relitti). Per tale ragione queste comunità risultano particolarmente esposte ai danni derivanti dalle attività di pesca sia con attrezzi da posta, che si impigliano nei rami, che a strascico in relazione al costante all'aumento della risospensione.

Bibliografia

GRASSHOFF M. (1985) - Die Gorgonaria und Antipatharia der Großen Meteor-Bank und der Josephine-Bank (Cnidaria: Anthozoa). *Senckenb. marit.*, **17**: 65-67.

GRAVIER CH. (1921) - Antipathaires provenant des Campagnes des yachts Princess-Alice et Hirondelle II. (1903- 1913). *Résultats des Campagnes Scientifiques Accomplies sur son Yacht par Albert I Prince Souverain de Monaco*, **59**: 1-20.

OPRESKO D.M., FÖRSTERRA G. (2004) - Orden Antipatharia (corales negros o espinosos). In: Hofrichter R. (ed), *El Mar Mediterraneo (Fauna, Flora, Ecologia), Vol. I/II*. Omega, Barcelona, **2**: 506-509.

PAX F. (1952) - Die Antipatharien, Zoantharien und Actinarien der "Havr" Expedition. *Rep. Inst. Oceanogr. Rib. Split*., **6**: 1-24.

PUGLISE K.A., BROCK R.J., MCDONOUGH III J.J. (2005) - Identifying critical information needs and developing institutional partnerships to further the understanding of Atlantic deep-sea coral ecosystems. In: Freiwald A., Roberts J.M. (eds), *Cold-water Corals and Ecosystems*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg: 1129-1140.

ROULE L. (1905) - Description des Antipathaires et Cerianthaires recueillis par S.A.S. le Prince de Monaco dans l'Atlantique nord. (1886-1902). *Résultats des Campagnes Scientifiques Accomplies sur son Yacht par Albert I Prince Souverain de Monaco*, **30**: 1-96.

VAFIDIS D., KOUKOURAS A. (1998) - Antipatharia, Ceriantharia and Zoantharia (Hexacorallia, Anthozoa) of the Aegean Sea with a check list of the Mediterranean and Black Sea Species. *Ann. Inst. Océanogr. Paris*, **74**: 115-126.

VON KOCH G. (1889) - Die Antipathiden des Golfes von Neapel. *Mitt. Zool. Stat. Neapel*, **9**: 187-204.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 152-153

B. Calcinai, G. Bavestrello, M. Bertolino*

Dipartimento di Scienze del Mare (Di.S.Mar.), Università Politecnica delle Marche,
Via Brecce Bianche – 60131 Ancona, Italia.
b.calcinai@univpm.it
*Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (Dip.Te.Ris.), Università di Genova,
Corso Europa, 26 – 16132 Genova, Italia.

LA COMUNITÀ ENDOLITICA A PORIFERI DEL CONCREZIONATO CORALLIGENO

THE SPONGE ENDOLITHYC ASSEMBLAGE OF THE CORALLIGENOUS CONCRETION

Abstract *– The endolithic sponge assemblage of a block of coralligenous concretion from Ligurian Sea has been studied. The sponge diversity (~1 species dm³) and the density of specimens(~7 species dm³) are high.*

Key-words: *boring sponges, bioerosion, coralligenous concretion, Ligurian Sea.*

Introduzione - I poriferi rappresentano uno dei gruppi chiave coinvolti nella dinamica della biocenosi del coralligeno (Cerrano *et al*., 2001). Oltre alle grandi specie di sovrastrato, relativamente ben conosciute esiste un gran numero di piccole specie in parte perforanti ed in parte insinuanti nelle cavità del concrezionato. Questi due gruppi di specie hanno una funzione differente nella strutturazione del substrato, le prime, infatti, tendono a disgregare il conglomerato mentre le seconde lo compattano (Calcinai *et al*., 2001). Scopo di questo lavoro è stato lo studio della comunità endolitica presente in un blocco di concrezionato coralligeno raccolto a 50 m di profondità sul promontorio di Portofino (Mar Ligure).

Materiali e metodi - Il blocco di circa 25 dm^3 di volume è stato prelevato in immersione. Sono stati individuati il lato illuminato superiore e quello ombroso inferiore grazie al ricoprimento algale. Il blocco è stato successivamente tagliato in sezioni di 3 cm di spessore sulle quali si è proceduto alla localizzazione e identificazione dei diversi esemplari di poriferi suddivisi tra insinuanti e perforanti.

Si è in seguito proceduto all'analisi delle colonie di *Corallium rubrum* L. presenti sul blocco allo scopo di effettuare un confronto tra la comunità endolitica del corallo e del coralligeno.

Risultati - Nel conglomerato sono state individuati 172 poriferi endolitici attribuiti a 21 specie, di cui 7 perforanti e 14 insinuanti-incrostanti. La spongofauna individuata negli sclerassi di *C. rubrum* presenti sul concrezionato è costituita da 39 esemplari appartenenti a 5 specie. Per quello che riguarda le specie perforanti tre specie (*Stoeba plicata* (Schmidt, 1868)*, Samus anonymus* Gray, 1867*, Spiroxya corallophila* (Calcinai, Cerrano e Bavestrello, 2002)) sono state trovate esclusivamente nel coralligeno, mentre *Stoeba plicata* era presente solo nello sclerasse del corallo rosso; 4 specie (*Cliona janitrix* Topsent, 1932*, Spiroxya heteroclita* Topsent, 1896*, Aka insidiosa* (Johnson, 1899)*, Jaspis johnstoni* (Schmidt, 1862)) sono risultate essere comuni ad entrambi i substrati. Per alcune specie (*Stoeba plicata, Samus anonymus* e *Jaspis johnstoni*) non è stato possibile stabilire con sicurezza la capacità perforante.

Nel concrezionato la spongofauna non presenta significative differenze nella proporzione tra le specie perforanti (55,6%) e insinuanti (χ^2 2.1; P>0.5) mentre nello sclerasse di corallo rosso sono state osservate solo specie perforanti. Per quel che riguarda quest'ultime specie è emerso che *Spiroxya heteroclita* e *Jaspis johnstoni* sono maggiormente associate al coralligeno, mentre *Cliona janitrix* al corallo.

Dalla suddivisione del blocco di coralligeno in tre zone distinguibili per il diverso grado di illuminazione (zona esposta, zona ombrosa e zona intermedia), è emersa una diversa distribuzione delle specie. Nella porzione esposta (illuminata) del blocco, sono stati individuati 32 esemplari (18,6%) appartenenti a 8 specie di cui 3 perforanti. La specie più rappresentata è *Stoeba plicata* presente con 13 esemplari su un totale di 31 rinvenuti nell'intero blocco (41,9%). *Dendroxea* sp. e *Acarnus tortilis* Topsent, 1892 sono state riscontrate esclusivamente su questo lato.

Nel lato intermedio sono stati rilevati 61 esemplari (35,4%), appartenenti a 14 differenti specie di cui 7 perforanti. La specie più rappresentata è *Jaspis johnstoni* con 17 esemplari su un totale di 41 (41,4%). *Samus anonymus*, *Spiroxya corallophila* e *Plakortis simplex* Schulze, 1880 sono state rinvenute esclusivamente su questo lato.

Gli esemplari presenti nella zona in ombra sono 79 (46%) appartenenti a 17 specie differenti di cui 5 perforanti; la specie più rappresentata è, ancora una volta, *J. johnstoni* con 14 esemplari (34,1%). Sei specie (*Dictyonella* cfr. *obtusa* (Schmidt, 1862), *Erylus euastrum* (Schmidt, 1868), *Crella* (*Grayella*) *pulvinar* (Schmidt, 1868), *Rhabderemia minutula* (Carter, 1876), *Desmanthus incrustans* (Topsent, 1889) e *Timea unistellata* (Topsent, 1892)) erano presenti solo su questo lato.

Conclusioni – La comunità endolitica di poriferi presente nel blocco di coralligeno appare notevolmente ricca di specie [~ 1 specie (7 esemplari)/dm^3]. Alcuni esemplari di *Stoeba plicata* sono stati osservati fino a 7 cm di profondità nello spessore del conglomerato mentre *Geodia conchilega* Schmidt, 1862 raggiunge 2.5 cm di profondità. Il problema della circolazione dell'acqua è superato dalle ridotte dimensioni degli esemplari.

Per quanto riguarda la spongofauna individuata all'interno delle colonie di corallo rosso i risultati confermano i dati di Corriero *et al.*, 1997. Per quello che riguarda le specie perforanti *Cliona janitrix* si è rivelata la specie chiave nei processi bioerosivi che coinvolgono *C. rubrum*, mentre nel coralligeno *Jaspis johnstoni* e *Stoeba plicata* sembrano svolgere il ruolo principale.

L'analisi ottenuta tramite la suddivisione del blocco nelle sue facce ha mostrato come l'esposizione influenza la densità degli individui che progressivamente crescono dal lato illuminato a quello ombroso così come accade per le specie insinuanti mentre nessun trend appare evidente per quelle perforanti.

Bibliografia

CALCINAI B., BAVESTRELLO G., CATTANEO-VIETTI R., CERRANO C., SARÀ M. (2001) - Bioerosione e biocostruzione: il ruolo dei poriferi sul coralligeno del Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit*., **8**: 181-190.

CERRANO C., BAVESTRELLO G., BIANCHI C.N., CALCINAI B., CATTANEO-VIETTI R., MORRI C., SARÀ M. (2001) - The role of sponge bioerosion in the Mediterranean coralligenous accretion. In: Faranda F.M., Guglielmo L., Spezie G. (eds), *Mediterranean Ecosystems: Structures and Processes.* Springer-Verlag, Milano: 235-240.

CORRIERO G., ABBIATI M., SANTANGELO G. (1997) - Sponges inhabiting a mediterranean red coral population. *PSZNI Mar. Ecol*., **18**: 147-155.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 154-155

S. Casellato, A. Stefanon*

Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via U. Bassi, 58/A - 35121 Padova, Italia.
sandra.casellato@unipd.it
*Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia, Italia.

GLI AFFIORAMENTI ROCCIOSI DELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE: QUALE CORALLIGENO?

THE ROCKY OUTCROPS OF THE NORTHERN ADRIATIC SEA: WHICH KIND OF CORALLIGENOUS?

Abstract *– Researches carried out on the rocky outcrops scattered on the Northern Adriatic Sea over the last decades regarded particularly the geological aspects. Studies regarding their macrobenthic assemblages were also produced in the last years, but a real comparison among them is difficult because they mostly refer to only few selected phyla or to short observation periods in the year. Very few regarded the whole community, including all taxonomic groups and the most important environmental parameter. On the basis of all considered data, the northern Adriatic benthic assemblages could be considered a real coralligenous habitat.*

Key-words: *coralligenous assemblages, northern Adriatic Sea.*

Introduzione – Tra gli affioramenti rocciosi del mar Mediterraneo, quelli del Golfo di Venezia e del Golfo di Trieste sono sicuramente i piú studiati dal punto di vista della loro geologia e delle ipotesi sulla loro origine (Stefanon, 1967; Giovanardi *et al*., 2003). Non altrettanto si può dire per lo studio delle loro associazioni biologiche. Anche se un certo incremento di studi è stato favorito, in questi ultimi anni, dall'interesse promosso intorno a questi particolari ambienti dalla costituzione di un'area protetta al largo di Chioggia, tali studi sono risultati scollegati tra loro, spesso limitati solo a certi gruppi faunistici (Gabriele *et al*., 2003), carenti di quella visione d'insieme dei popolamenti biologici, che solo ci può dare indicazioni sulla tipologia complessiva dell'habitat coralligeno e, soprattutto, limitati nell'arco temporale. Il lavoro piú completo al quale ci possiamo riferire è quello eseguito tra il 2002 e 2003 (Casellato *et al*., 2007) per la durata di un intero anno, su due affioramenti rocciosi entro le dieci miglia dalla costa clodiense. Per quanto riguarda la componente vegetale la situazione è anche peggiore, non esistono studi completi sulla composizione algale, così importante per la classificazione biotipologica del coralligeno, ad eccezione di un lavoro eseguito su due affioramenti nel Golfo di Trieste (Curiel *et al*., 2000-2001).

Materiali e metodi – Prendendo in considerazione tutti i dati relativi alle ricerche effettuate su alcuni siti nel golfo di Venezia e quello di Trieste, sia dal punto di vista del benthos vegetale che quello animale e riferendoci ai valori dei parametri ambientali che sono considerati determinanti per l'individuazione dell'habitat del coralligeno mediterraneo (Ballesteros, 2006), abbiamo cercato di capire se tali substrati duri potessero essere considerati simili a quelli studiati nel Mar Ligure, al largo di Marsiglia e nel Sud Adriatico, al largo della costa pugliese. Gli studi sul benthos fanno riferimento sia a raccolte subacquee eseguite con la sorbona, che a censimenti visuali registrati con telecamera subacquea.

Risultati - Dal punto di vista geologico questi substrati duri si sono formati su roccia di base originata dalla cementificazione dei locali sedimenti e in corrispondenza di fuoriuscite di gas, soprattutto metano, sulla quale si è accresciuta una formazione organogena costruita da alghe calcaree incrostanti e da una ricca fauna di briozoi, cnidari, policheti serpulidi e altri ancora. L'età delle strutture è tuttora controversa,

data la complessità dei fenomeni che hanno portato alla loro formazione. Una successiva erosione le ha portate a giorno, fornendo poi il supporto necessario alla crescita della formazione organogena, che necessariamente è iniziata nel periodo post-glaciale, quando il livello del mare doveva aver già raggiunto una profondità sufficiente, e comunque non prima di circa una decina di migliaia di anni fa. Il livello marino si è poi stabilizzato alla quota attuale circa 5.000 anni fa, corrispondente grosso modo all'età della nascita delle lagune venete. La profondità alla quale si trovano questi ambienti è compresa tra i 10 e i 40 m circa, con valori medi di irradianza al fondo, rispetto a quella di superficie di 2.7%, (deviazione standard 1,6%), con minimi in gennaio (< dell'1%) e massimi in luglio (pari al 6.7%). Il range annuo di temperatura è compreso tra i 7 e 22 °C, non molto diverso da quello registrato per il coralligeno di Banyuls (Laubier, 1966). La salinità delle acque varia nell'anno da 29 a 37,8‰ e la percentuale di ossigeno dal 45 al 159%. La comunità macroalgale è costituita di un elevato numero di *taxa* (58 Rhodophyta, 13 Phaeophyta e 12 Chlorophyta, con un grado di ricoprimento del 27,2%). Il numero piú elevato di *taxa* animali associati a questi substrati, riferendoci sia all'epibenthos che all'endobenthos e al *visual census*, seguito per un intero anno su alcuni affioramenti rocciosi al largo di Chioggia raggiunge 375, tra i quali spiccano per abbondanza briozoi e cnidari (epifauna) (fino a 900 ind/m^2) e molluschi e policheti (endofauna) (fino a 800 ind/m^2).

Conclusioni - La disponibilità di dati relativi ai parametri ambientali: in primis, quelli della irradianza al fondo, il range di temperatura annua e di salinità delle acque di fondo, oltre che la composizione biologica delle concrezioni di origine biogenica, soprattutto quelle algali, ci consentono di affermare che gli ambienti del Nord Adriatico possono essere con ragionevolezza definiti ambienti di coralligeno, molto simile a quello studiato in altri siti del Mediterraneo (Ballesteros, 2006).

Bibliografia

BALLESTEROS E. (2006) - Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review,* **44**: 123-195.

CASELLATO S., MASIERO L., SICHIROLLO E., SORESI S. (2007) - Hidden secrets of the Northern Adriatic: "Tegnúe", peculiar reefs. *Central European Journal of Biology,* **2** (1): 122-136.

CURIEL D., OREL G. MARZOCCHI M. (2000-2001) - Prime indagini sui popolamenti algali degli affioramenti rocciosi del Nord Adriatico. *Boll. Soc. Adriat. Sc.*, **80**: 3-16.

GABRIELE M., BELLOT A., GALLOTTI D., BRUNETTI R. (1999) - Sublittoral hard substrate communities of the Northern Adriatic Sea. *Cah. Biol. Mar*, **40**: 65-76.

GIOVANARDI O., CRISTOFALO L., MANZUETO L., FRANCESCHINI G. (2003) - New data on biogenic reefs (tegnùe of Chioggia) in Adriatic. In: E. Ozhan (ed), *Proceeding of the sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment.* Medcoast 03, Ankara, Turkey: 103-116.

LAUBIER L. (1966) - The coralligène des Albères: monographie biocénotique. *Annales de l'Institut Océanographique de Monaco,* **43**: 139-316.

STEFANON A., (1967) - Formazioni rocciose del bacino dell'Alto Adriatico. *Atti Ist. veneto Sci. Lett. Arti*, **125**: 79-85.

STEFANON A., ZUPPI M.G. (2000) - Recent carbonate rock formation in the Northern Adriatic Sea: hydrogeological and geotechnical implications. *Hidrogéologie,* **4**: 3-10.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 156-157

C. Cerrano[1], G. Bavestrello[2], M. Palma[1], M. Previati[1,2], S. Schiaparelli[1]

[1]Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (Dip.Te.Ris.), Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
cerrano@dipteris.unige.it
[2]Dipartimento di Scienze Marine, Università Politecnica delle Marche, Via Brecce Bianche - 60131 Ancona, Italia.

UNA POPOLAZIONE DI *GERARDIA SAVAGLIA* (BERTOLONI, 1819) NELL'AREA MARINA PROTETTA DI PORTOFINO

A POPULATION OF GERARDIA SAVAGLIA *(BERTOLONI, 1819) IN THE MARINE PROTECTED AREA OF PORTOFINO*

Abstract *- A population of* Gerardia savaglia *living below 60 m depth in the Marine Protected Area of Portofino (Ligurian Sea) has been directly studied by mixed-gas diving. The population is composed by 23 colonies with a maximal height of 1 m and a maximal base diameter of 9 cm. The sex ratio is 1:2 and the larvae are spawned in December.*

Key-words*: twilight zone, deep benthos, fishing effect, rare species, scientific diving.*

Introduzione - L'utilizzo sempre più diffuso di miscele gassose nell'attività subacquea sta permettendo l'esplorazione diretta di ambienti finora poco conosciuti o studiati solo in modo indiretto. L'uso di tali tecniche ha permesso lo studio, al largo della Punta del Faro (AMP di Portofino), a oltre 60 m di profondità, di una densa popolazione dello zoantideo parassita *Gerardia savaglia*, composta da oltre 20 colonie e di iniziare una caratterizzazione della biocenosi. *G. savaglia* è una specie considerata rara e per questo motivo inserita sia nell'annesso II ASPIM (Convenzione di Barcellona) sia nell'appendice II della Convenzione di Berna. Data la straordinaria longevità delle colonie di questa specie (fino a 2000 anni) il suo ruolo come paleoindicatore è da tempo preso in considerazione (Druffel *et al*., 1995) ma la scarsità dei ritrovamenti ne ha finora limitato l'impiego.

Materiali e metodi – Il popolamento è stato studiato in immersione. Ogni colonia è stata mappata, il diametro di base e l'altezza sono stati misurati e un campione di polipi per ogni colonia è stato raccolto mensilmente e fissato direttamente *in situ*. In laboratorio i polipi sono stati analizzati allo scopo di determinare la presenza di gonadi o di embrioni. La malacofauna associata è stata studiata su campioni di sedimento raccolto alla base delle colonie.

Risultati - La popolazione di *Gerardia savaglia* si trova su uno stretto affioramento roccioso lungo circa 4 m che si eleva di 1 m dal fondo detritico. Sulla roccia sono presenti numerose colonie dei gorgonacei *Paramuricea clavata, Eunicella cavolinii* ed *E. verrucosa* assieme a 23 colonie di *G. savaglia*. Alcune gorgonie sono parassitate dall'ottocorallo *Alcyonium coralloides.* Due colonie di *G. savaglia* hanno solo parzialmente ricoperto le gorgonie mentre le altre hanno tutte completato tale fase. Il diametro di base oscilla tra 1 e 9 cm e le altezze tra 20 cm e 1 m. L'analisi istologica ha mostrato che la popolazione presenta una *sex ratio* (M/F) di 1:2. I gameti maschili e femminili sono stati osservati da giugno a dicembre. Le larve mature sono liberate in dicembre. La popolazione comprende alcune colonie danneggiate, probabilmente dall'attività di pesca. Infatti numerosi fili da pesca abbandonati sono stati riscontrati impigliati tra le colonie mentre nel detrito sono presenti numerosi frammenti di rami spezzati di *G. savaglia.*

Questa biocenosi corallina ospita una diversificata comunità a molluschi nella quale convivono specie profonde e superficiali. Più di 40 specie sono state determi-

nate nei sedimenti alla base dei coralli. Tra i ritrovamenti più interessanti vi sono due nuovi record di specie non ancora rinvenute in Mar Ligure (vedasi la check list aggiornata della fauna marina italiana, disponibile on line, URL: http://www.sibm.it/CHECKLIST/principalechecklistfauna.htm), ovvero il bivalve *Pododesmus aculeatus*, specie epibionte che si cementa su substrati duri, normalmente rinvenibile a profondità maggiori di 100 m, ed il gasteropode nudibranco *Tritonia nilsodhneri* ritrovato associato a *E. verrucosa,* anziché a *E. singularis*, come generalmente avviene, in acque molto più superficiali.

Conclusioni - Il gruppo di colonie di *Gerardia savaglia* qui descritto è il più numeroso mai osservato in Mediterraneo dove, fino ad ora erano state reperite esclusivamente colonie isolate (Cerrano *et al.*, 2006). La possibilità di operare direttamente in immersione ha consentito, per la prima volta, di stabilire la *sex ratio* di una popolazione di *G. savaglia*, il periodo di maturazione dei gameti e di liberazione delle larve.

L'attività di pesca con attrezzi da posta produce importanti danni particolarmente agli organismi eretti e ramificati come le gorgonie (Bavestrello *et al.*, 1997). Gli organismi a struttura rigida come *G. savaglia* si frammentano più facilmente e questo porta ad una notevole riduzione della taglia e ad una limitazione del successo riproduttivo. Lo studio dei molluschi associati ha dimostrato la peculiarità di queste biocenosi nelle quali convivono specie superficiali e specie profonde suggerendo l'esigenza di ampliare le conoscenze sulle comunità di substrato duro dell'orizzonte inferiore del piano circalitorale dell'Area Marina Protetta di Portofino.

Bibliografia

BAVESTRELLO G., CERRANO C., ZANZI D., CATTANEO-VIETTI R.. (1997) - Damage by fishing activities to the gorgonian coral *Paramuricea clavata* in the Ligurian Sea. *Aquatic Conservation,* **7** (243): 1-10.

CERRANO C., PREVIATI M., PALMA M., ARILLO A. (2006) - Distribuzione di *Gerardia savaglia* (Bertoloni, 1819) (Cnidaria, Zoanthidea) nell'Area Marina Protetta di Portofino. *Biol. Mar. Medit.,* **13**: 164-165.

DRUFFEL E.R.M., GRIFFIN S., WITTER A., NELSON E., SOUTHON J., KASHGARIANM., VOGEL J. (1995) – *Gerardia*: bristlecone pine of the deep-sea? *Geochim. Cosmochim. Acta*, **23**: 5031-5036.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 158-159

F. Cinelli, S. Acunto, D. Balata, E. Cecchi*, L. Piazzi

Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Via A. Volta, 6 - 56126 Pisa, Italia.
lpiazzi@biologia.unipi.it
*ARPAT, Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.

I POPOLAMENTI CORALLIGENI DELLE COSTE E ISOLE TOSCANE

CORALLIGENOUS ASSEMBLAGES OF TUSCAN COASTS AND ISLANDS

Abstract *– The present paper reports a review of studies on coralligenous assemblages of Tuscan coasts and islands. 167 macroalgal species were identified. Significant differences were detected between assemblages of different depths and substrate inclination and a high small-scale variability was also evident. Disturbance such as sedimentation and biological invasions may deeply affect the assemblages.*

Key-words: *coralligenous assemblages, macroalgae, Mediterranean Sea, review, Tuscany.*

Introduzione – I popolamenti coralligeni rappresentano una peculiarità del sistema litorale mediterraneo dove rivestono un'importanza fondamentale in relazione alla loro estensione e agli alti valori di produttività e biodiversità. Lungo le coste e isole toscane, numerosi studi hanno investigato differenti aspetti dell'ecologia di tali popolamenti. Con il presente contributo ci si propone di riassumere i risultati di tali studi.

Materiali e metodi – Allo scopo di fornire uno stato dell'arte degli studi sui popolamenti coralligeni toscani, sono stati riassunti i principali risultati di tali studi; inoltre, è stato creato un database relativo alla composizione floristica di 7 isole dell'Arcipelago Toscano e 4 località situate lungo la costa continentale ed è stata condotta un'analisi multivariata basata sull'indice di similarità di Bray-Curtis.

Risultati – La struttura e la composizione floristica dei popolamenti coralligeni toscani sono state studiate sia su substrato roccioso (Salghetti-Drioli e Cinelli, 1985; Piazzi *et al*., 1999, 2002, 2004a) sia su fondi mobili (Piazzi *et al*., 2003). Sono state identificate 167 specie macroalgali con una ricchezza media di 28,1 specie per campione (400 cm^2). L'analisi multivariata ha mostrato che le isole minori si separano dall'Elba e dalle località situate lungo la costa. Differenze significative sono risultate tra popolamenti di superfici verticali presenti a 25 e 35 metri (Balata *et al*., 2006a) e tra popolamenti di substrati differentemente orientati (Piazzi *et al*., 2004b; Balata *et al*., 2005; Pacciardi *et al*., 2006; Virgilio *et al*., 2006). Tali differenze sono soprattutto legate alle abbondanze relative della componente animale e vegetale. I popolamenti coralligeni hanno inoltre evidenziato un'alta variabilità spaziale a piccola scala, tra unità di campionamento (alla scala di metri) e tra siti distanti tra loro decine di metri (Ferdeghini *et al*., 2000; Acunto *et al*., 2001; Piazzi *et al*., 2004). Variazioni stagionali nella struttura di tali popolamenti sono state riscontrate perlomeno per la componente vegetale (Piazzi *et al*., 2002; Balata *et al*., 2005). É stato evidenziato che l'incremento della sedimentazione e le invasioni da parte di macroalghe introdotte possono causare drastici cambiamenti nella struttura dei popolamenti e una diminuzione della biodiversità (Balata *et al*., 2004, 2005; Piazzi *et al*., 2007).

Conclusioni – L'inclinazione del substrato è risultato, oltre alla profondità, un fattore fondamentale nel determinare la struttura dei popolamenti coralligeni. Tale fattore influenza sia l'intensità di luce che arriva sul fondo, sia altre variabili, come il tasso di sedimentazione ed il reclutamento degli organismi che si riproducono mediante fasi

pelagiche. Un'elevata variabilità a piccola scala può essere collegata alla natura stessa del substrato, estremamente eterogeneo a causa della crescita irregolare degli organismi costruttori, principalmente alghe calcaree, di cui è costituito. Tale eterogeneità determina la presenza di una grande varietà di microhabitat, influenza i processi di reclutamento delle larve e delle spore e modifica gli effetti di fattori fisici come la luce, l'idrodinamismo e la sedimentazione. Inoltre, anche le interazioni competitive tra gli organismi sessili contribuiscono a creare modelli di distribuzione spaziale caratterizzati da elevata variabilità. I popolamenti coralligeni sono considerati sensibili alle alterazioni ambientali; gli studi effettuati lungo le coste toscane hanno messo in evidenza che sia l'incremento di sedimentazione che le invasioni biologiche possono rappresentare serie minacce per tali popolamenti, modificandone profondamente la struttura e causando un decremento della biodiversità.

Bibliografia

ACUNTO S., BALATA D., CINELLI F. (2001) - Variabilità spaziale del coralligeno e considerazioni sul metodo di campionamento. *Biol. Mar. Medit*., **8**: 191-200.

BALATA D., PIAZZI L., PICA D., CINELLI F. 2004. Influenza della sedimentazione su un popolamento coralligeno mediterraneo. Atti 14° Congresso Nazionale Società Italiana di Ecologia (Siena 4-6 ottobre 2004), P1-37.

BALATA D., PIAZZI L., CECCHI E., CINELLI F. (2005) - Variability of Mediterranean coralligenous assemblages subject to local variation in sediment deposits. *Mar. Env. Res.*, **60**: 403-421.

BALATA D., ACUNTO S., CINELLI F. (2006a) - Spatio-temporal variability and vertical distribution of a low rocky subtidal assemblage in the north-west Mediterranean. *Est. Coast. Shelf Sci.*, **67**: 553-561.

BALATA D., ACUNTO S., PIAZZI L., CINELLI F. (2006b) - Variabilità spaziale dei popolamenti coralligeni. *Biol. Mar. Medit.,* **13** (2): 108-109.

FERDEGHINI F., ACUNTO S., COCITO S., CINELLI F. (2000) - Variability at different spatial scales of a coralligenous assemblage at Giannutri Island (Tuscan Arcipelago, northwestern Mediterranean). *Hydrobiology*, **440**: 27-36.

PACCIARDI L., DE BIASI A.M., BALATA D. (2006) Variabilità spaziale di alcune specie di un popolamento coralligeno del Mar Ligure. *Biol. Mar. Medit*., **13** (2): 116-117.

PIAZZI L., PARDI G., CINELLI F. (1999) - Algal vertical zonation and seasonal dynamics along a subtidal cliff on Gorgona Island (Tuscan Archipelago, Italy). *Plant Byosistems*, **1**: 3-13.

PIAZZI L., PARDI G., BALATA D., CECCHI E., CINELLI F. (2002) - Seasonal dynamics of a subtidal north-western Mediterranean macroalgal community in relation to depth and substrate inclination. *Bot. Mar.*, **45**: 243-252.

PIAZZI L., PARDI G., CINELLI F. (2003) - Structure and temporal dynamic of a macroalgal assemblage associated with a rhodolith bed of the Tuscan Archipelago. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat.*, **109**: 5-10.

PIAZZI L., BALATA D., CINELLI F. (2004a) - Species composition and morphological groups of macroalgal assemblages around Gorgona Island (north-western Mediterranean Sea). *Cryptogamie Algol.*, **25**: 19-38.

PIAZZI L., BALATA D., PERTUSATI M., CINELLI F. (2004b) - Spatial and temporal variability of Mediterranean macroalgal coralligenous assemblages in relation to habitat and substrate inclination. *Bot. Mar*., **47**: 105-115.

PIAZZI L., BALATA D., CINELLI F. (2007) - Invasions of alien macroalgae in Mediterranean coralligenous assemblages. *Cryptogamie, Algol.*: (in stampa).

SALGHETTI-DRIOLI U., CINELLI F. (1985) - I popolamenti algali delle Formiche di Grosseto: vegetazione infralitorale e circalitorale. *Atti VI Congresso AIOL*: 343-352.

VIRGILIO M., AIROLDI L., ABBIATI M. (2006) - Spatial and temporal variations of assemblages in a Mediterranean coralligenous reef and relationships with surface orientation. *Coral reefs*, **25**: 265-272.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 160-161

P. Guidetti, S. Bussotti, P. Panzalis*, A. Navone*

Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche ed Ambientali (Di.S.Te.B.A.), Università del Salento,
Via Provinciale Monteroni – 73100 Lecce, Italia.
paolo.guidetti@unile.it
*Consorzio Gestione Area Marina Protetta Tavolara-Punta Coda Cavallo,
Via Dante, 1 - 07026 Olbia (SS), Italia.

FISH FAUNA ASSOCIATED WITH THE CORALLIGENOUS FORMATIONS OF THE 'PAPA ROCKY BANKS' ('TAVOLARA - PUNTA CODA CAVALLO' MARINE PROTECTED AREA, NE SARDINIA, ITALY)

FAUNA ITTICA ASSOCIATA AL CORALLIGENO DELLE SECCHE DEL PAPA (AREA MARINA PROTETTA 'TAVOLARA - PUNTA CODA CAVALLO', SARDEGNA NORD-ORIENTALE)

Abstract *– The fish fauna evaluated by visual census in two coralligenous rocky banks at the Tavolara-Punta Coda Cavallo MPA (NE Sardinia) was composed by 36 taxa. Rocky banks are protected from fishing and host dense populations of target fish species (e.g.* Epinephelus marginatus*,* Diplodus sargus*,* Sciaena umbra *and* Muraena helena*) composed by significant proportions of large-sized individuals.*

Key-words: *fish, biodiversity, marine parks.*

Introduction – The information about the fish fauna associated with coralligenous formations (CFs) in the Mediterranean Sea is scant and based on a few local studies (Sarà, 1969; Bombace, 1972; Harmelin, 1990; Guidetti *et al.*, 2002 and references). Such hard-biogenic formations usually (but not exclusively) develop in relatively deep waters, which makes sampling difficult using classic methods (e.g. visual census or nets). CFs are typical of rocky banks that have a widely recognised naturalistic, ecological and economic importance (e.g. for diving). All the above issues stress the need for further investigations of fish associated with CFs in the Mediterranean Sea.

Materials and methods – In August 2006, visual censuses (n=20 transects 25×5 m) were done between 25 and 45 m depth at two rocky banks ('Secche del Papa') at the Tavolara-Punta Coda Cavallo MPA (NE Sardinia), where CFs are well developed and dominated, among the organisms providing structural complexity for the associated fish, by sea fans (*Paramuricea clavata* and *Eunicella* spp.). At the rocky banks, diving activities are permitted, whereas fishing is banned and surveillance effective. Due to the negligible differences coming out from preliminary analyses (not reported), data of fish assemblages from the two banks were pooled. Total length data were used to build up length/frequency distributions.

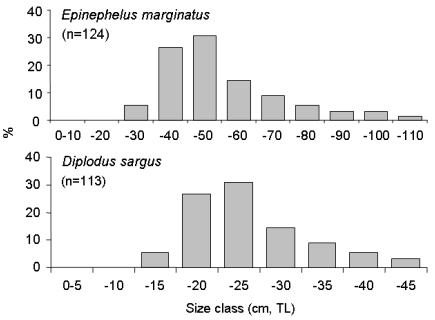


Fig. 1 - Size distribution of *Epinephelus marginatus* and *Diplodus sargus.*
Distribuzione di taglia di Epinephelus marginatus *e* Diplodus sargus.

Results – The fish fauna associated with CFs at the two studied rocky banks was composed by 36 species (Tab. 1). Fish assemblages were numerically dominated by gregarious species occupying the water column (i.e. *Anthias anthias* and *Chromis chromis* accounting for 60.6% of individuals). *Coris julis* was also very

abundant, but ~90% of individuals were juveniles, observed in the whole depth range investigated (25-45 m). *Symphodus tinca* and *Diplodus annularis* were rare in the rocky banks, while they are common in the rocky reefs of the region (Guidetti *et al.*, 2004). The two rocky banks host rare species (e.g. *Thorogobius macrolepis* and *Lappanella fasciata*), but also dense populations of fish elsewhere targeted by fishing, such as *Epinephelus marginatus*, *Diplodus sargus*, *Sciaena umbra* and *Muraena helena*, that displayed significant proportions of large-sized individuals (Fig. 1).

Conclusions – Results and literature data show that CFs may host fish assemblages rich in species (Guidetti *et al*., 2002 and references). The studied rocky banks, moreover, host commercially and ecologically important species, as well as uncommon small fishes like *Thorogobius macrolepis* (recently reported for the first time in the Italian seas; Guidetti *et al.*, 2006) and *Lappanella fasciata* (associated to deep sea fans; Sartoretto *et al.*, 1997). Such studies are thus important to plan interventions aimed at conserving the biodiversity and protecting species heavily impacted by fishing. Finally, 'coralligenous' is a term that generally encompasses organogenous platforms and steep cliffs. This involves the need of further studies to better understand how slope, depth and structural complexity (physical and/or provided by benthic organisms) of CFs may affect associated fish assemblages.

Tab. 1 - List of fish taxa and density (no. ind./125 m^2; M±S.E.: mean±standard error) observed at the studied rocky banks.

Lista dei taxa della fauna ittica e densità (no. ind/125 m^2; M±E.S.: media±errore standard) osservate sulle secche studiate.

Species	M	S.E.
Anthias anthias	130.6	36.8
Apogon imberbis	2.6	0.6
Boops boops	7.5	7.5
Chromis chromis	153.5	40.8
Coris julis	112.6	19.9
Dentex dentex	0.5	0.2
Diplodus annularis	0.1	0.1
Diplodus puntazzo	3.9	1.2
Diplodus sargus	6.0	1.6
Diplodus vulgaris	1.8	0.8
Epinephelus costae	0.2	0.1
Epinephelus marginatus	6.4	0.9
Gobius bucchichii	0.1	0.1
Gobius cruentatus	0.1	0.1
Gymnothorax unicolor	0.1	0.1
Lappanella fasciata	0.1	0.1
Muraena helena	1.3	0.3
Oblada melanura	0.3	0.3
Parablennius zvonimiri	0.1	0.1
Phycis phycis	0.1	0.1
Sciaena umbra	8.7	2.7
Scorpaena scrofa	0.1	0.1
Seriola dumerilii	0.6	0.5
Serranus cabrilla	3.1	0.5
Serranus scriba	1.5	0.4
Sphyraena viridensis	6.4	2.2
Spicara smaris	2.5	2.5
Spondyliosoma cantharus	1.8	0.4
Symphodus doderleini	0.7	0.2
Symphodus mediterraneus	3.0	0.7
Symphodus melanocercus	0.6	0.2
Symphodus ocellatus	0.2	0.2
Symphodus rostratus	0.2	0.1
Symphodus tinca	0.1	0.1
Thalassoma pavo	12.2	4.2
Thorogobius macrolepis	0.1	0.1

References

BOMBACE G. (1972) – Ittiofauna e produzione terziaria del coralligeno di substrato duro della costa settentrionale di Sicilia. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **1**: 23-27.

GUIDETTI P., TERLIZZI A., FRASCHETTI S., BOERO F. (2002) – Spatio-temporal variabilità in fish assemblages associated with coralligenous formations in south eastern Apulia (SE Italy). *Ital. J. Zool.*, **69**: 325-331.

GUIDETTI P., BIANCHI C.N., CHIANTORE M., SCHIAPARELLI S., MORRI C., CATTANEO-VIETTI R. (2004) – Living on the rocks: substrate mineralogy and the structure of subtidal rocky substrate communities in the Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **274**: 57-68.

GUIDETTI P., BUSSOTTI S., KOVACIC M. (2006) – First record of the large-scaled goby, *Thorogobius macrolepis* (Pisces, Gobiidae) in the Italian seas. *Thal. Sal.*, **29**: 41-45

HARMELIN J.G. (1990) – Ichtyofauna des fonds rocheux de Méditerranée: structure du peuplement du coralligène de l'Ile de Port-Cros (Parc National, France). *Mésogée*, **50**: 23-30.

SARÀ M. (1969) – Il coralligeno pugliese ed i suoi rapporti con l'ittiofauna. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **37**: 28-33.

SARTORETTO S., FRANCOUR P., HARMELIN J.G., CHARBONNEL E. (1997) – Observations in situ de deux labridae profonds, *Lappanella fasciata* et *Acantholabrus palloni*, en Méditerranée Nord-Occidentale. *Cybium*, **21**: 37-44.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 162-163

V. Parravicini, M. Donato, A. Rovere, M. Montefalcone,
G. Albertelli, C.N. Bianchi

Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (Dip.Te.Ris.), Università di Genova,
Corso Europa, 26 – 16132 Genova, Italia.
vparravicini@libero.it

INDAGINE PRELIMINARE SUL CORALLIGENO DELL'AREA DI BERGEGGI (SV): TIPOLOGIE ED IPOTESI SUL SUO MANTENIMENTO

PRELIMINARY STUDY ON THE CORALLIGENOUS OF THE BERGEGGI AREA: TYPOLOGIES AND HYPOTESES ON ITS MAINTENANCE

Abstract *– The coralligenous assemblages of the Bergeggi area (Ligurian Sea) were first surveyed in 2006. Three different typologies of coralligenous assemblages were identified on the basis of their trophic organization: i) algal infralittoral; ii) with passive filter-feeders; iii) with active filter-feeders. Biotic connection among distinct coralligenous formations might play a crucial role for their maintenance.*

Key-words: *coralligenous, trophic organization, biotic connection, Ligurian Sea.*

Introduzione – I fondali di Bergeggi (SV) rientrano nell'istituenda Area Marina Protetta (AMP) "Isola di Bergeggi", tuttavia la maggior parte dei popolamenti coralligeni dell'area si trovano al di fuori dei limiti dell'AMP (Parravicini, 2006). Il coralligeno rappresenta uno dei popolamenti più ricchi del Mediterraneo (Bianchi, 2001; Ballesteros, 2006), è un habitat protetto dal DPR 357/1997 (Direttiva Habitat) e viene elencato tra gli habitat determinanti dal documento UNEP(OCA)/MED/WG 149/5 Rev.1 (Relini, 2000). Nel 2006 è stata condotta un'indagine preliminare atta ad identificare le tipologie di coralligeno presenti nell'area di Bergeggi. L'indagine si è posta inoltre l'obiettivo di formulare ipotesi sui meccanismi di mantenimento di tale coralligeno, al fine di contribuire all'individuazione di misure gestionali mirate alla sua conservazione. A tale proposito è opportuno sottolineare che l'area in esame sarà presto coinvolta dai lavori di ampliamento del vicino porto di Vado Ligure (SV).

Materiali e metodi – Sono stati individuati 11 siti in cui si instaura la biocenosi del coralligeno, solo due dei quali rientrano all'interno dell'istituenda AMP "Isola di Bergeggi". I siti sono stati indagati dal punto di vista sia morfologico sia biocenotico mediante immersioni subacquee.

Risultati – All'interno dell'AMP, tra 7 m e 15 m di profondità, si riscontra l'associazione a *Mesophyllum lichenoides* e *Halimeda tuna*, riconducibile a un coralligeno infralitorale (Sarà e Pulitzer-Finali, 1970); presso gli Scoglietti della Croce, la bioconcrezione ad opera di *Mesophyllum lichenoides* è particolarmente friabile, ma raggiunge 15 cm di spessore. Sulla punta ENE dell'isola di Bergeggi, tra 27 m e 31 m di profondità, si sviluppa un coralligeno dell'orizzonte inferiore della roccia litorale; la bioconcrezione, ad opera di *Mesophyllum lichenoides* e di *Lithophyllum stictaeforme,* ha spessore di circa 5 cm ed il popolamento associato è dominato da *Halocynthia papillosa*, cui si aggiunge *Parazoanthus axinellae* nelle aree esposte alla corrente.

Al di fuori dell'AMP, gli affioramenti rocciosi isolati tra 25 m e 40 m di profondità (ad esempio gli Scoglietti di Bergeggi) ospitano popolamenti coralligeni con dominanza di filtratori attivi, in due facies distinte: una a *Axinella polypoides* e *Sarcotragus foetidus*, ed una a *Chondrosia reniformis*, *Dictyonella obtusa* e *Halocynthia papil-*

losa; quest'ultima facies mostra affinità con il coralligeno dell'orizzonte inferiore della roccia litorale presente all'interno dell'AMP. Gli affioramenti più al largo, tra 45 m ed oltre 80 m di profondità (Il Banano, La Travacca, I Maledetti), sono dominati da filtratori passivi; in particolare, vi sono riconoscibili facies a gorgonie (*Eunicella cavolinii* e/o *Paramuricea clavata*), all'interno delle quali può installarsi un'enclave a *Corallium rubrum* (I Maledetti).

Conclusioni – Nell'area di Bergeggi è possibile distinguere tre diverse tipologie di coralligeno: i) un coralligeno algale infralitorale (dominato da *Mesophyllum lichenoides*); ii) un coralligeno a filtratori attivi (grandi poriferi e ascidie); iii) un coralligeno a filtratori passivi (gorgonie). Secondo Cocito *et al.* (1997), la diversa organizzazione trofica dei popolamenti coralligeni è correlabile all'esposizione alla corrente ed alla natura e taglia del particellato. La circolazione del materiale sospeso nell'area di Bergeggi, studiata da Ferretti *et al*. (1989), sembra sovrapporsi perfettamente alla distribuzione delle diverse tipologie di coralligeno. La frammentazione dei popolamenti coralligeni dell'area di Bergeggi e le affinità apparenti tra quelli al di fuori dei confini dell'AMP e quelli, scarsamente estesi, che rientrano all'interno dell'AMP lasciano supporre che il mantenimento del coralligeno di Bergeggi possa dipendere, almeno in parte, dalla connessione biotica, mediata dalla circolazione delle correnti, tra le diverse formazioni. A fronte della realistica possibilità di impatto rappresentata dall'ampliamento del vicino porto di Vado Ligure, sarà di sicuro interesse comprendere le dinamiche di connessione tra tali popolamenti, al fine di poter garantire la conservazione non solo del coralligeno attualmente non sottoposto a protezione, ma anche di quello che rientra nei limiti dell'istituenda AMP.

Ringraziamenti - Felice Zanini (Tech Diving Savona Srl) ha reso disponibili informazioni inedite sui coralligeni profondi ed ha fornito supporto logistico ai rilevamenti subacquei. Luisa Mangialajo e Maurizio Pansini (Università di Genova) hanno contribuito alla determinazione rispettivamente di alghe e poriferi.

Bibliografia

BALLESTEROS E. (2006) – Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology, An Annual Review*, **44**: 123-195.

BIANCHI C.N. (2001) – La biocostruzione negli ecosistemi marini e la biologia marina italiana. *Biol. Mar. Medit.*, **8**: 112-130.

COCITO S., SGORBINI S., BIANCHI C.N. (1997) - Zonation of a suspension-feeder assemblage on a temperate rocky shoal: the influence of water current and bottom topography. In: L.E. Hawkins e S. Hutchinson (eds), *The response of marine organisms to their environments.* University of Southampton, UK: 183-192.

FERRETTI O., SETTI M., TORTELLI M. (1989) - Parametri mineralogici come traccianti della dispersione del materiale sospeso sulla piattaforma costiera (Varazze-Capo Noli). In: V. Damiani e O. Ferretti (eds), *Studi ambientali dell'area costiera di Vado Ligure.* Roma, ENEA: 125-134.

PARRAVICINI V. (2006) – Bionomia e cartografia ambientale dell'Area Marina Protetta "Isola di Bergeggi" (Mar Ligure). Tesi di laurea in Scienze Ambientali Marine, Università degli Studi di Genova.

RELINI G. (2000) - Nuovi contributi per la conservazione della biodiversità marina in Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.*, **7**: 173-211.

SARÀ M., PULITZER-FINALI G. (1970) - Nuove vedute sulla classificazione dei fondi coralligeni. *Pubblicazioni Stazione Zoologica di Napoli*, **38**: 174-179.

Lavoro in parte effettuato nell'ambito di un contratto di ricerca con il Comune di Bergeggi.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 164-165

M. Previati[1,2], M. Palma[1], A. Scinto[1]

[1]Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (Dip.Te.Ris.), Università di Genova,
Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
m.previati@email.it
[2]Dipartimento di Scienze del Mare, Università Politecnica delle Marche,
Via Brecce Bianche - 60131 Ancona, Italia.

DESCRIZIONE DELLE *FACIES* DEL CORALLIGENO ANTISTANTI IMPERIA

DESCRIPTION OF CORALLIGENOUS COMMUNITIES OFF IMPERIA

Abstract *– The goal of this work is the characterization of the coralligenous biocoenosis of Imperia, giving particular attention to the population structure of the sponge* Axinella polypoides *and the gorgonian* Paramuricea clavata.

Key-words: *benthos, biodiversity conservation, temporal variation, scientific diving, Ligurian Sea.*

Introduzione – Conoscere la distribuzione dei popolamenti bentonici e le loro dinamiche spazio-temporali consente di possedere un potente strumento per la valutazione della qualità dell'ambiente marino e dei suoi fondali. In Liguria esiste una marcata diversità tra le conoscenze disponibili per le comunità di fondo duro della costa di Levante e la costa di Ponente, soprattutto a causa della scarsità e della frammentazione di substrati rocciosi tra Genova e Ventimiglia. Una dettagliata descrizione degli habitat del ponente esiste solo per le isole di Bergeggi e della Gallinara.

Il presente lavoro, condotto in collaborazione con il C.E.A (Centro di Educazione Ambientale, Comune di Imperia), ha come scopo principale lo studio della fauna bentonica degli affioramenti coralligeni antistanti le coste imperiesi. L'area di studio è formata principalmente da affioramenti di natura rocciosa (Corradi *et al*., 2004) sui quali è stata analizzata la distribuzione di *Paramuricea clavata* (Risso, 1826), specie sciafila caratterizzante le comunità del coralligeno mediterraneo (Coma *et al*., 2004) e *Axinella polypoides*, Schmidt, 1862 specie considerata rara e tutelata da accordi internazionali (allegati II e III della convenzione di Berna e allegato II della convenzione di Barcellona).

Materiali e metodi – L'area di studio è situata a circa 1 miglio da Porto Maurizio (Imperia; 43°51'.084 Nord, 008°01'.697 Est) e si sviluppa tra i 35 e i 40 m di profondità. La densità di popolazione di entrambe le specie è stata rilevata in quadrati di 1 m^2 posizionati a caso. Per ogni colonia è stata inoltre misurata l'altezza e stimata la percentuale di epibiosi. Per *P. clavata* sono state inoltre marcate e misurate 50 colonie e sono stati prelevati campioni dalla parte apicale per la determinazione della *sex ratio* e degli stadi di gametogenesi tramite analisi istologiche.

Risultati – La distribuzione di *P. clavata* risulta fortemente influenzata dalle correnti dominanti, provenienti da est e nord-est. Sugli affioramenti, il più grande dei quali presenta un'altezza massima di circa 1,5 m e un'estensione di circa 4 m, le gorgonie sono infatti presenti quasi esclusivamente nel lato rivolto a levante, con densità che superano le 12 col/m^2 mentre sul substrato orizzontale la densità massima è di circa 6 col/m^2. *P. clavata* presenta una densità media di 9,6±0,8 col/m^2 e dimensioni medie di 35,8±4,1 cm.

Le analisi istologiche mostrano una *sex ratio* spostata a favore dei maschi, 2:1, n=50 con un'altezza media maggiore nelle femmine (53,5±4,6 cm) rispetto ai maschi (44,8±3,83 cm).

La densità di *A. polypoides* sembra essere meno influenzata dalle correnti ma la sua presenza è limitata alle superfici orizzontali essendo presente sia sugli affioramenti sia nel detritico sottostante.

A. polypoides è distribuita prevalentemente sul substrato orizzontale in maniera abbastanza uniforme, con una densità media di 5,6±1 col/m^2 ed un'altezza media di 22,7±2,6 cm.

In entrambe le specie troviamo lesioni di natura prevalentemente meccanica, dovute alla presenza di fili da pesca o ad ancoraggi, strettamente correlate alle classi di taglia. Per *P. clavata* la percentuale di colonie danneggiate è del 40% (con il 30% che mostra epibiosi su più del 50% della colonia) mentre per *A. polypoides* i valori sono di circa il 10%.

Conclusioni – *P. clavata* mostra valori di densità simili a quelli indicati per altre popolazioni e con una *sex ratio* a favore dei maschi che potrebbe indicare pregressi fenomeni di mortalità (Cerrano *et al.*, 2005). *A. polypoides* presenta valori di densità più alti di quelli noti in letteratura per altre specie congeneriche (1,6±0,44 col/m^2 per *A. verrucosa* e 3,9±0,84 col/m^2 per *A. damicornis*; Magnino, 1998). Sia *P. clavata* che *A. polypoides* mostrano lesioni dovute a fili da pesca o ancoraggi. E' noto infatti che l'ancoraggio, la pesca, l'inquinamento e le intense attività subacquee, tendono a colpire principalmente gli organismi a portamento eretto, minando così la complessa struttura della comunità coralligena (Cerrano *et al.*, 2005). Considerata la limitata estensione di tali affioramenti e l'interesse delle biocenosi ancora presenti, risulta urgente l'istituzione di adeguate norme di protezione volte alla loro tutela. Per questo riteniamo importante segnalare i danni riscontrati nell'area indagata, anche alla luce della nuova direttiva sull'ambiente (D.Lgs. 3 Aprile 2006 n. 152 legata alla Direttiva CEE n. 35/2004) che vuole istituire negli Stati membri dell'Unione Europea un sistema uniforme di responsabilità per i danni causati all'ambiente.

Bibliografia

CERRANO C., ARILLO A., AZZINI F., CALCINAI B., CASTELLANO L., MUTI C., VALISANO L., ZEGA G., BAVESTRELLO G. (2005) - Gorgonian population recovery after a mass mortality event. *Acquatic. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst*., **15**: 147-157.

COMA R., POLA E., RIBES M., ZABALA M. (2004) - Long-term assessment of temperate Octocoral mortality patterns, protected vs. unprotected areas. *Ecol. App.*, **14**: 1466-1478.

CORRADI N., IVALDI R., BALDUZZI I., BOZZANO A. (2004) - La ricerca delle sabbie sulla piattaforma continentale ligure: campagna di geologia marina per la localizzazione di depositi sedimentari idonei al ripascimento dei litorali. In: *La ricerca delle sabbia in Mar Ligure,* Regione Liguria, Genova: 29-60.

MAGNINO G. (1998) - I poriferi del genere *Axinella* nel Mar Ligure: morfologia, citologia e riproduzione in relazione a parametri ambientali. Tesi di dottorato Scienze Ambientali Marine: 1-114.

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 Rendu de l'Académie des Sciences Paris, Science Vie, **323**: 853-865.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 166-167

S. Schiaparelli, G. Gnecco, R. Cattaneo-Vietti

Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (Dip.Te.Ris.), Università di Genova, Corso Europa, 26 – 16132 Genova, Italia.
steschia@dipteris.unige.it

ANALISI D'IMMAGINE APPLICATA ALLA CRESCITA DI ORGANISMI MODULARI: MODALITÁ DI RECUPERO IN *EUNICELLA CAVOLINII* (OCTOCORALLIA) IN SEGUITO AD UN FENOMENO DI MORTALITÁ DI MASSA

IMAGE ANALYSIS APPLIED TO THE GROWTH OF MODULAR ORGANISMS: RECOVERY PATTERNS IN EUNICELLA CAVOLINII *(OCTOCORALLIA) AFTER A MASS MORTALITY EVENT*

Abstract *– The gorgonian* Eunicella cavolinii*, underwent in 1999 and 2003, severe mass mortalities triggered by positive thermal anomalies. Here we studied its recovery patterns, expressed as total branch length (sum of the length of all branches), by means of image analysis and a GIS platform (Arcview®). It emerged that, after 4 years, only the 13% of* E. cavolinii *colonies showed a positive growth.*

Key-words: *macrobenthos, recovery strategies,* Eunicella cavolinii*, Ligurian Sea.*

Introduzione – *Eunicella cavolinii* (Koch 1887) è una gorgonia tipica delle comunità precoralligene del Mar Mediterraneo che, nel 1999, all'interno dell'AMP di Portofino, è andata incontro a mortalità di massa in seguito ad un'anomalia termica positiva (Cerrano *et al*., 2000), subendo una drastica riduzione in densità/m^2 e taglia (Franci *et al*., 2003). In *E. cavolinii*, le variazioni morfologiche in funzione di diverse situazioni ambientali sono state studiate di rado (e.g. Weinbauer e Velimirov, 1995) a causa delle oggettive difficoltà di studio degli organismi modulari, tipicamente dotati d'elevata plasticità morfologica. Recentemente, Garrabou e Ballesteros (2000) hanno proposto l'utilizzo d'appositi softwares (piattaforme GIS) per agevolarne lo studio. Scopo del lavoro è stato lo studio dei *patterns* morfologici di recupero in *E. cavolinii*, nell'arco di 4 anni, applicando queste tecniche innovative.

Materiali e metodi – Le colonie di *E. cavolinii* studiate appartengono ad una popolazione localizzata presso la Baia di Paraggi. Durante la moria del 1999, 15 colonie sono state marcate a vari intervalli di tempo (T0=Ott 99, T1=Dic 99, T2=Feb 00, T3=Mag 00, T4=Gen 01, T5=Feb 03, T6=Lug 03) e fotografate insieme ad una scala di riferimento. Le foto sono state digitalizzate mediante scanner e 'pulite' con Adobe Photoshop®. Le immagini sono quindi state reinterpretate con Autocad®, salvando l'immagine della struttura lineare della colonia in formato .dxf. Vari aspetti morfometrici sono poi stati valutati utilizzando gli strumenti d'indagine spaziale forniti dal software GIS Arcview®.

Risultati – Grazie alle possibilità di studio offerte da questo approccio è stata valutata la capacità del cenenchima di coprire nuovamente le zone denudate dello sclerasse, subito dopo la moria ed, in seguito, la crescita delle colonie intesa come lunghezza totale dei rami (= Σ delle lunghezze di tutti i rami) o TBL (*total branch length*), espressa come % rispetto al valore di riferimento iniziale, ovvero l'estensione totale dei rami prima della moria (T0=Ott 1999). Le varie colonie mostrano un andamento di recupero disomogeneo, dipendente dalla tipologia di danno iniziale (base *vs* apici colpiti). Delle 15 colonie inizialmente marcate, solo 9 sono sopravvissute oltre dicembre 1999.

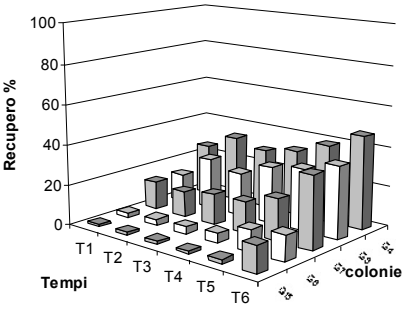


Fig. 1 - Colonie con recupero <50%.
Colonies showing recovery <50%.

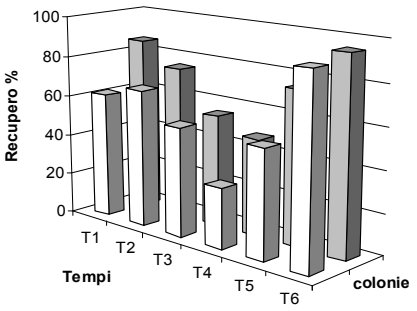


Fig. 2 - Colonie con recupero <100%.
Colonies showing recovery <100%.

Di queste, il 55% (n=5) ha avuto una ripresa lentissima: dopo 4 anni ha raggiunto valori compresi tra il 20 ed il 40% dell'originale TBL (Fig. 1). Tra queste gorgonie rientrano le colonie che sono state colpite alla base, mantenendo vivi solo alcuni rami. Un altro 22% ha recuperato fino a valori prossimi all'estensione iniziale dei rami (Fig. 2), mentre il rimanente 22% ha superato i TBL iniziali dando quindi, dopo 4 anni, una crescita netta positiva (grafico non illustrato). Tutte le colonie studiate nel presente contributo sono morte nel giugno 2003 in seguito ad una successiva moria verificatasi nell'area di Portofino.

Conclusioni – L'anomalia termica che ha interessato il Mar Ligure nel 1999 ha drasticamente colpito i popolamenti di *E. cavolinii*, al di là delle intrinseche capacità di recupero delle colonie stesse. Solo il 13% delle colonie originariamente marcate ha infatti mostrato, dopo 4 anni, una crescita positiva. I *softwares* utilizzati sono risultati essere versatili ed economici, consentendo un approfondimento delle variazioni morfologiche in organismi coloniali quali le gorgonie, prima d'ora impossibile.

Bibliografia

CERRANO C., BAVESTRELLO G., BIANCHI C.N., CATTANEO-VIETTI R., BAVA S., MORGANTI C., MORRI C., PICCO P., SARA G., SCHIAPARELLI S., SICCARDI A., SPONGA F. (2000) - A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-Western Mediterranean), summer 1999. *Ecology Letters*, **3**: 284-293.

FRANCI G., SCHIAPARELLI S., CATTANEO-VIETTI R., ALBERTELLI G. (2003) - 1999 mass mortality event in the Ligurian Sea: recovery strategies in *Eunicella cavolinii*. *Biol. Mar. Medit*., **10**: 558-560.

GARRABOU J., BALLESTEROS E. (2000) - Growth of *Mesophyllum alternans* and *Lithophyllum frondosum* (Corallinales, Rhodophyta) in the northwestern Mediterranean. *Eur. J. Phycol*., **35**: 1-10.

WEINBAUER M.G., VELIMIROV B. (1995) - Morphological variation in the Mediterranean sea fan *Eunicella cavolinii* (Coelenterata: Gorgonacea) in relation to exposure, colony size and colony region. *Bulletin of Marine Science*, **56**: 283-295.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 170-171

R. Baldacconi, C. Longo, M. Mercurio, G. Corriero

Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi di Bari, Via Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.
g.corriero@biologia.uniba.it

IMPATTO DI *CAULERPA RACEMOSA* VAR. *CYLINDRACEA* (SONDER) VERLAQUE, HUISMAN ET BOUDOURESQUE SULLA SPONGOFAUNA DEL CORALLIGENO PUGLIESE (MAR IONIO)

IMPACT OF CAULERPA RACEMOSA *VAR.* CYLINDRACEA *(SONDER) VERLAQUE, HUISMAN ET BOUDOURESQUE ON THE SPONGE COMMUNITY FROM THE CORALLIGENOUS (APULIA-IONIAN SEA)*

Abstract *- In this study the effects of* Caulerpa racemosa *var.* cylindracea *on the sponge community from the coralligenous of Apulian coast have been investigated. The photographic survey performed over a period of two years (2004-2006) on the coralligenous of Torre Ovo (Ionian Sea), showed a strong decrease both of species richness and percent cover of the sponge community due to the increase of the alga.*

Key-words: Caulerpa racemosa *var.* cylindracea*, sponge, Ionian Sea.*

Introduzione - La prima segnalazione della varietà invasiva *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman et Boudouresque (Verlaque *et al.*, 2003) nel Golfo di Taranto risale al 1996, sui fondali delle Isole Cheradi (Buia *et al.*, 1998). Attualmente, la specie alloctona si è espansa a macchia d'olio, colonizzando ampi tratti di fondale antistanti le coste tarantine e leccesi, dalla superficie fino ad oltre 30 m di profondità (Baldacconi *et al*., osservazioni non pubblicate). Allo scopo di valutare le modificazioni indotte dall'alga sulle biocenosi autoctone, alcuni studi hanno analizzato l'influenza della specie aliena sulle associazioni algali native (Piazzi *et al.*, 2005), sulla meiofauna (Sandulli *et al.*, 2004) e sui popolamenti macrozoobentonici di fondi mobili (Argyrou *et al.*, 1999). Viceversa, non esistono dati sull'impatto provocato da *C. racemosa* var. *cylindracea* sulle comunità animali del coralligeno (Ballesteros, 2006). In questa nota vengono riportati i risultati preliminari sulle modificazioni indotte dall'espansione dell'alga sulla spongofauna in un tratto di costa pugliese (Mar Ionio).

Materiali e metodi - Sui fondali antistanti Torre Ovo (TA), lungo un transetto parallelo alla costa posto a 15 m di profondità, sono state fissate tre stazioni di campionamento, a distanza di 50 m l'una dall'altra. Ogni stazione è stata suddivisa in 3 substazioni, ognuna caratterizzata da differente esposizione: pianori ad andamento orizzontale (inclinazione < 45°), pareti verticali (inclinazione > 45°), anfratti e cavità. Il rilevamento fotografico della spongofauna è stato effettuato nell'agosto 2004 e ripetuto nel 2006. In ogni substazione sono stati effettuati 5 rilievi fotografici su superfici di 400 cm^2, per un totale di 90 fotogrammi. Dall'esame dei rilievi fotografici sono stati stimati i valori di ricoprimento percentuale delle specie di poriferi cospicue e dell'alga. Per valutare la significatività delle differenze rilevate è stato utilizzato il test U di Mann e Whitney.

Risultati - *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*, presente nel 2004 con bassi valori di ricoprimento e solo su pianori orizzontali (valore medio: 11,3±5,5%), ha mostrato nel 2006 una drastica espansione (ricoprimento medio substrato orizzontale: 68,6±6,4%; substrato verticale: 51,5±1,7%). In entrambi i campionamenti, l'alga non è stata rinvenuta negli anfratti e nelle cavità. Contestualmente, la ricchezza specifica della spongo-

fauna ha mostrato un netto decremento sia su substrato orizzontale (da 14 specie nel 2004 a 8 nel 2006), sia su substrato verticale (da 27 a 17 specie). Viceversa, il numero di specie di poriferi è risultato pressoché invariato nelle cavità (da 27 specie nel 2004 a 25 nel 2006). Anche la percentuale di ricoprimento della spongofauna ha mostrato un significativo decremento nelle stazioni esposte alla luce (da 30,6±2,5% nel 2004 a 12,2±7,0% nel 2006 su substrato orizzontale, $P<0,05$; da 29,4±5,4% a 17,6±3,1% su substrato verticale, $P<0,01$), mentre è rimasta pressoché invariata nelle cavità (da 30,0±5,5% nel 2004 a 30,6±1,6% nel 2006, $P>0,05$). Nel 2004 le specie dominanti (ricoprimento > 2%) su substrato orizzontale erano: *Cliona viridis* (nella forma ß incrostante), *Cacospongia scalaris* e *Crambe crambe*; le stesse risultano dominanti anche nel 2006 ma con valori di ricoprimento ridotti del 50%. Su pareti verticali, le specie dominanti nel 2004 erano: *C. crambe*, *Oscarella lobularis*, *Ircinia variabilis*, *Cliona viridis, Spirastrella cunctatrix*, *Petrosia ficiformis*, *Chondrosia reniformis*; nel 2006, *C. crambe* è stata l'unica specie dominante censita. Nelle cavità non sono state osservate differenze tra le specie dominanti censite nel 2004 e nel 2006.

Conclusioni - A differenza di quanto osservato su substrato mobile, dove la presenza di *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* è talvolta associata ad un aumento della diversità e/o dell'abbandanza di alcuni taxa di invertebrati della macro e meiofauna (Argyrou *et al.*, 1999; Sandulli *et al.,* 2004), i risultati di questa indagine evidenziano come l'espansione dell'alga alloctona influenzi negativamente sia la ricchezza specifica sia la percentuale di ricoprimento della spongofauna del coralligeno del tratto costiero indagato. *C. racemosa* var. *cylindracea* estende i propri stoloni sulle spugne incrostanti (*Cliona viridis* nella forma ß), massive (*Cacospongia scalaris*, *Sarcotragus foetidus*, *Ircinia variabilis*) e ad habitus eretto (*Axinella damicornis*, *A. verrucosa*), fino a ricoprirle totalmente. Tra le specie di poriferi individuate, l'unica apparentemente in grado di inibire la crescita dell'alga è *Crambe crambe*, per la produzione di tossine ad effetto probabilmente antivegetativo (Berlinck *et al.*, 1992). I risultati sottolineano la necessità di monitorare con attenzione l'espansione di quest'alga alloctona allo scopo di verificarne l'impatto sulle biocenosi costiere in termini di perdita di biodiversità.

Bibliografia

ARGYROU M., DEMETROPOULOS A., HADJICHRISTOPHOROU M. (1999) - Expansion of the macroalga *Caulerpa racemosa* and changes in soft bottom macrofaunal assemblages in Moni Bay, Cyprus. *Oceanol. Acta*, **22**: 517-528.

BALLESTEROS E. (2006) - Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanogr. Mar. Biol.*, **44**: 123-195.

BERLINCK R.G.S., BRAEKMAN J.C., DALOZE D. (1992) - Crambines C_1 e C_2: two further ichthyotoxic guanidine alkaloids from the sponge *Crambe crambe*. *J. Nat. Prod.*, **55**: 528-532.

BUIA M.C., PETROCELLI A., SARACINO O.D. (1998) - *Caulerpa racemosa* spread in the Mediterranean Sea: first record in the Gulf of Taranto. *Biol. Mar. Medit.*, **5** (1): 527-529.

PIAZZI L., BALATA D., CECCHERELLI G., CINELLI F. (2005) - Interactive effects of sedimentation and *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* invasion on macroalgal assemblages in the Mediterranean Sea. *Estuar. Coast. Shelf S.*, **64**: 467-474.

SANDULLI R., CARRIGLIO D., DEASTIS S., MARZANO A., GALLO D'ADDABBO M., GERARDI D., GRIMALDI DE ZIO S. (2004) – Meiobenthic biodiversity in areas of the Gulf of Taranto (Italy) exposed to high environmental impact. *Chemestry and Ecology*, **20**: 379-386.

VERLAQUE M., DURAND C., HUISMAN J.M., BOUDOURESQUE C.F., LE PARCO Y. (2003) - On the identity and origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta). *Eur. J. Phycol.*, **38**: 325-329.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 172-173

D. Basso, G. Rodondi*

Dipartimento di Scienze Geologiche e Geotecnologie, Università di Milano-Bicocca,
Piazza della Scienza, 4 – 20126 Milano, Italia.
daniela.basso@unimib.it
*Dipartimento di Biologia, Sezione di Botanica Sistematica e Geobotanica, Università di Milano,
Via Celoria, 26 – 20133 Milano, Italia.

VALUTAZIONE DEL TASSO DI CRESCITA IN COLTURA DELLE ALGHE CALCAREE *LITHOPHYLLUM STICTAEFORME* E *MESOPHYLLUM LICHENOIDES*: PRIMI RISULTATI

FIRST RESULTS OF GROWTH RATE IN CULTURE OF THE CALCAREOUS ALGAE LITHOPHYLLUM STICTAEFORME *AND* MESOPHYLLUM LICHENOIDES

Abstract *– The growth of the calcareous algae* Lithophyllum stictaeforme *(J.E. Areschoug) Hauck and* Mesophyllum lichenoides *(J. Ellis) M. Lemoine (Rhodophyta, Corallinales), two common Mediterranean coralligenous builders, has been estimated under controlled conditions in laboratory cultures, by marking the thalli with Alizarin-S. Preliminary results of marginal growth of* M. lichenoides *ranges from 1290 to 3260 μm/yr, with thickness increment from 10 to about 9 7μm/yr. The thallus thickening in* L. stictaeforme *is 21-80 μm/yr.*

Key-words: *coralligenous, Corallinales, culture, growth rate, Ligurian Sea.*

Introduzione – Le alghe calcaree Corallinales *Lithophyllum stictaeforme* (Areschoug) Hauck e *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine (Rhodophyta) sono comuni nel coralligeno, sia nella superficie vivente, sia nella sottostante biocostruzione (Sartoretto *et al*., 2001; Nalin *et al*., 2006; Ballesteros, 2006). Il tasso di crescita delle Corallinales biocostruttrici è stato scarsamente investigato, nonostante l'importanza dell'argomento per la comprensione della genesi, sviluppo e gestione del coralligeno e più in generale, del bilancio globale dei carbonati biogenici. I dati esistenti riguardano esperimenti di misurazione *in situ* dello sviluppo della superficie algale (Garrabou e Ballesteros, 1999), mentre mancano dati ottenuti in condizioni controllate, in particolare relativi all'ispessimento del tallo nel corso della crescita. Questo lavoro riguarda i primi risultati ottenuti da un esperimento di coltura a sistema aperto di *L. stictaeforme* e *M. lichenoides,* in condizioni controllate.

Materiali e metodi – I talli sono stati prelevati in immersione con ARA a profondità variabile da 5,7 a 21 m, lungo la costa orientale del seno di S. Fruttuoso (Area Marina Protetta di Portofino), nel dicembre 2002. Il materiale raccolto è stato trasportato immediatamente nei laboratori di Milano-Bicocca in contenitori di PVC, pulito dagli organismi epifiti visibili, fotografato e collocato in acqua di mare artificiale in due vasche da 60 l allestite in un locale buio. Le vasche sono state mantenute in condizioni controllate di temperatura (15 °C), salinità (38,1‰), illuminazione (7 ore/giorno con una coppia di lampade Triton + Blue Moon da 18 W), attraverso un sistema di programmazione delle luci e rilevazione elettronica di pH, temperatura, conducibilità e O_2 (Aquastar). I dati sono stati registrati ogni 15 minuti e scaricati periodicamente su PC. La concentrazione di Ca^{++}, Mg^{++}, NO_3^-, PO_4^{3-} e la durezza carbonatica sono stati controllati settimanalmente attraverso test colorimetrici. L'acqua è stata additivata settimanalmente con 2,5 ml di I, Sr e oligoelementi (K, S, Mn, Fe). Ca e Mg sono stati integrati quando necessario in base ai risultati dei test. L'acqua è stata rinnovata nella misura di 10 litri/settimana, o con maggior frequenza se la concentrazione di nitrati e fosfati superava rispettivamente 30 mg/l e 0,2 mg/l. L'identificazione delle specie di

Corallinales è stata realizzata tramite studio in sezione di materiale decalcificato (Bressan, 1974). La crescita dei talli è stata stimata sia col metodo dell' incremento ponderale, sia con il metodo della marcatura con rosso di Alizarina-S (Andrake e Johansen, 1980). La marcatura è stata eseguita a diverse concentrazioni e con diversi tempi di incubazione, in modo da identificare un protocollo ottimale. La crescita marginale e l'ispessimento dei talli marcati con Alizarina-S sono stati misurati al microscopio a fluorescenza (Leitz DM RD) su sezioni petrografiche dei talli marcati.

Risultati – Il metodo dell'incremento ponderale ha dato risultati insoddisfacenti, in quanto la crescita dei talli è risultata spesso uguale o minore della perdita di peso dovuta a svariate ragioni, in parte legate alla manipolazione dei campioni nel corso dell'esperimento (perdita di microframmenti, fuoriuscita di materiale sedimentario da microcavità, perdita di organismi endoliti o epibionti non immediatamente rilevati etc.). Il metodo della marcatura con Alizarina-S alla concentrazione di 0,25 g/l per 24 h ha prodotto risultati promettenti. I primi risultati sulla crescita marginale e l'ispessimento delle due specie di Corallinales studiate sono riassunti nella tabella:

Prof. di raccolta	5,7 m	14,5 m	20,5 m
M. lichenoides			
Ispessimento medio annuale	10-60 µm	34,6-96,58 µm	
Allungamento marginale	1290 µm	3260 µm	
L. stictaeforme			
Ispessimento medio annuale	21-80 µm	n.d.	23,2-46 µm

Conclusioni – L'allungamento marginale annuale di *M. lichenoides* è risultato dello stesso ordine di grandezza di quello stimato *in situ* per una specie affine, *M. alternans*, a profondità comprese tra i 15 e i 18 m lungo la costa mediterranea spagnola (1,33 mm/anno; Garrabou e Ballesteros, 1999). L'allungamento marginale di *M. lichenoides* è risultato 100 volte maggiore dell'ispessimento dello stesso tallo, a causa delle specificità morfogenetiche e anatomiche della specie. Sono in corso ulteriori indagini mirate ad ottenere dati statisticamente significativi.

Bibliografia

ANDRAKE W., JOHANSEN H.W. (1980) – A red dye as marker for measuring growth in *Corallina officinalis* L. (Corallinaceae, Rhodophyta). *J. Phycol.*, **16**: 620-622.

BALLESTEROS E. (2006) - Mediterranean Coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanogr. and Mar. Biol.: an Annual Review,* **44**: 123-195.

GARRABOU J, BALLESTEROS E. (1999) – Growth of *Mesophyllum alternans* and *Lithophyllum frondosum* (Corallinales, Rhodophyta) in the north-western Mediterranean. *J. Phycol.*, **35**: 1-10.

NALIN R., BASSO D., MASSARI F. (2006) - Pleistocene coralline algal build-ups (*coralligène de plateau*) and associated bioclastic deposits in the sedimentary cover of Cutro marine terrace (Calabria, southern Italy). In: Pedley H.M., Carannante G. (eds), Cool-Water Carbonates: Depositional Systems and Palaeoenvironmental Controls. *Geological Society, London, S. P.* **255**: 11-22.

POTIN P., FLOCH J.Y., AUGRIS C., CABIOCH J. (1990) – Annual growth rate of the calcareous alga *Lithothamnion corallioides* (Corallinales, Rhodophyta) in the Bay of Brest, France. *Hydrobiologia*, **204/205**: 263-267.

SARTORETTO S., VERLAQUE M., LABOREL J. (1996) - Age of settlement and accumulation rate of submarine 'coralligène' (-10 to -60 m) of the northwestern Mediterranean Sea; relation to Holocene rise in sea level. *Mar. Geol.*, **130**: 317-331.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 174-175

M. Catra, S. Giardina, T. Giaccone, D. Basso*, G. Giaccone

Dipartimento di Botanica, Università degli Studi di Catania, Via A. Longo, 19 - 95125 Catania, Italia.
m.catra@unict.it
*Dipartimento di Scienze Geologiche e Geotecnologie, Università degli Studi di Milano Bicocca, Italia.

IL CORALLIGENO DEL SECCHITELLO DI USTICA (PALERMO)

CORALLIGENOUS ASSEMBLAGES OF SECCHITELLO (USTICA - PALERMO)

Abstract *– Algal communities of Secchitello (Ustica Island) Coralligenous assemblages are studied.* Lithophyllo-Halimedetum tunae *and* Rodriguezelletum strafforelloi *selected habitat types are reported. Algal biodiversity is very high and 124 taxa are listed. Some invasives alien species are too find on limestones bilding algae in the biotopes of Circalittoral zone.*

Key-words: *coralligenous assemblages, algal communities, Ustica, western Mediterranean Sea, Italy.*

Introduzione - Il Secchitello di Ustica è un sito di grande interesse per lo studio della bionomia del Coralligeno sia nel suo insediamento su roccia (Coralligeno della roccia inferiore del litorale) sia nella sua dinamica evolutiva dai popolamenti a Rodoliti del Detritico costiero (Coralligeno di piattaforma) nel piano circalitorale. In questo studio preliminare, inserito in un progetto di ricerca più ampio sulle formazioni organogene vegetali circalitorali di Ustica, si vuole evidenziare la complessità anche fitosociologica della componente algale del Coralligeno del Circalitorale di questo sito nell'isola di Ustica (Palermo) (Ballesteros, 2006; Catra *et al.,* 2006; Hong, 1980).

Materiali e metodi - Sono stati effettuati in immersione con ARA 8 rilevamenti fitosociologici. L'area minima rappresentativa del popolamento è risultata di 900 cmq, la superficie da campionare è stata preliminarmente fotografata e poi interamente scalpellata dal substrato di roccia lavica. I risultati dell'analisi tassonomica sono riportati in una tabella fitosociologica, ma per esigenze editoriali le specie identificate sono elencate, in ordine alfabetico, in due liste.

Risultati - Il numero medio di specie per rilevamento è di 57,6 pertanto il popolamento risulta caratterizzato da elevata biodiversità algale. Le specie vegetali costruttrici della formazione organogena sono: *Lithophyllum stictaeforme, Spongites fruticulosus, Peyssonnelia polymorpha, Peyssonnelia rosa-marina*. Le specie incrostanti e calcaree sono coperte da alghe molli tra le quali hanno valori significativi di ricoprimento % le alghe brune erette dei generi *Cystoseira, Sargassum, Phyllariopsis, Halopteris, Dictyopteris, Dictyota, Nereia* e quelle incrostanti dei generi *Cutleria* e *Zanardinia*; tra le alghe rosse non calcaree sono frequenti, anche con valori significativi di ricoprimento %, le specie del genere *Peyssonnelia* e le specie aliene invasive *Womersleyella setacea* e *Acrothamnion preissii*. Per quanto concerne il quadro sintassonomico vi sono ben rappresentate la maggior parte delle specie dei contingenti caratterizzanti sia di ordine superiore (classe, ordini, alleanze) sia di ordine inferiore (associazioni e subassociazioni). Per quanto concerne la biodiversità algale dei 126 taxa censiti la maggior parte sono classificati ecologicamente come specie sciafile, infeudate ai biotopi sia dell'Infralitorale sia del Circalitorale nelle due associazioni: *Lithophyllo-Halimedetun tunae* e *Rodriguezelletum strafforelloi*. Le specie vegetali che contribuiscono maggiormente alla costruzione del bioconcrezionamento sono *Lithophyllum stictaeforme, Spongites fruticulosus* e *Peyssonnelia polymorpha*. Le alghe brune sia a tallo eretto sia a tallo incrostante mostrano valori alti di ricoprimento in particolare sulle superfici meglio illuminate ed esposte all'idrodinamismo delle correnti di fondo.

Conclusioni – Lo studio ha quindi evidenziato sia la ricchezza della biodiversità algale della formazione coralligena del sito sia la complessità sinecologica delle sue comunità vegetali. Questi risultati preliminari testimoniano l'alto valore naturalistico del sito del Secchitello e della componente vegetale del Coralligeno che vi si è sviluppato, come evidenziato anche da Catra *et al*. (2006) per gli altri siti dell'isola di Ustica ed in prospettiva si propone di includere questo sito nella zona A di protezione integrale dell'AMP Isola di Ustica.

Bibliografia

BALLESTEROS E. (2006) - Mediterranean Coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanogr. and Mar. Biol.: an Annual Review*, **44**: 123-195.

CATRA M., DRAGO D., GIACCONE T., GIARDINA S., NICASTRO A. (2006) - Biodiversità vegetale marina dell'Isola di Ustica (Palermo). *Boll. Accad. Gioenia Sci. Nat. Catania*, **38** (365): 193-211.

HONG J.S. (1980) - Étude faunistique d'un fond de concrétionnement de type coralligène soumis à un gradient de pollution en Méditerranée nord-occidentale (Golfe de Fos). *Thèse de Doctorat*. Université d'Aix-Marseille II.

Elenco alfabetico delle specie algali

Specie caratterizzanti Habitat e/o Unità fitosociologiche: *Boergeseniella fruticulosa, Botryocladia botryoides, Ceramium bertholdi, Chondria mairei, Cutleria chilosa, Dictyopteris polypodiodes, Dictyota dichotoma* v. *intricata, Eupogodon planus, Flabellia petiolata, Halimeda tuna, Halopteris scoparia, Lithophyllum stictaeforme, Nereia filiformis, Nitophyllum tristromaticum, Peyssonnelia squamaria, Peyssonnelia rosa-marina, Peyssonnelia rubra, Peyssonnelia polymorpha, Phyllariopsis brevipes, Polysiphonia subulifera, Pterothamnion crispum, Rhodophyllis divaricata, Rodriguezella pinnata, Rhodymenia pseudopalmata, Sphacelaria plumula, Sargassum hornschuchii, Sporochnus pedunculatus, Valonia macrophysa, Zanardinia typus*.

Altre specie: *Acinetospora crinita; Acrosorium ciliolatum; Acrothamnion preissi; Aglaothamnion tenuissimum; Antithamnion cruciatum; Anthithamnion tenuissimum; Apoglossum ruscifolium; Asparagopsis armata; Asperococcus ensiformis; Audouinella* sp.*; Balliella cladoderma; Bonnemaisonia asparagoides; Botryocladia boergesenii; Botryocladia chiajeana; Callithamnion corymbosum; Calothrix crustacea; Ceramium codii; Ceramium comptum; Ceramium flaccidum; Ceramium giacconei; Ceramium graecum; Ceramium siliquosum* v. *lophophorum; Champia parvula; Chondria capillaris; Choreonema thuretii; Chylocladia pelagosae; Chylocladia verticillata; Cladophora prolifera; Cladosiphon irregularis; Codium effusum, Contarinia squamaria; Corynophlaea flaccida; Cruoria cruoriaeformis; Cystoseira spinosa* v. *compressa, Dasya baillouviana; Dasya corymbifera; Dasya ocellata; Dasya rigidula; Dictyota dichotoma* v. *dichotoma; Ectocarpus siliculosus* v. *dasycarpus; Elachista flaccida; Elachista fucicola; Eupogodon spinellus; Feldmannophycus rayssiae; Gelidium minusculum; Giraudia sphacelarioides; Gracilaria bursa-pastoris; Griffithsia schousboei; Halydictyon mirabile; Herposiphonia secunda; Hincksia mitchelliae; Hincksia ovata; Hydrolithon boreale; Hydrolithon farinosum* v. *chalycodictyum; Jania adhaerens; Laurencia chondrioides; Laurencia minuta* sp. *scammaccae; Leathesia mucosa; Lejolisia mediterranea; Litholepis mediterranea; Lomentaria chylocladiella; Lomentaria clavaeformis; Meredithia microphylla; Microcoleus lyngbyaceus; Monosporus pedicellatus; Myriactula rivulariae; Myrionema orbiculare; Myrionema strangulans; Nitophyllum punctatum; Osmundea pelagosae; Palmophillum crassum; Peyssonnelia armorica; Peyssonnelia bornetii; Peyssonnelia harveyana; Phaeophila dendroides; Phaeophila hirsuta; Pilayella littoralis; Plocamium cartilagineum; Pneophyllum confervicola; Pneophyllum fragile; Polysiphonia* cfr. *denudata; Polysiphonia elongata; Pseudochlorodesmis furcellata; Pterothamnion plumula; Ptilothamnion pluma; Rhodymenia ligulata; Sahlingia subintegra; Sphacelaria cirrosa; Sphacelaria fusca; Spongites fruticulosus; Stylonema alsidii; Stylophora tenella; Ulvella lens; Womersleyella setacea; Wrangelia penicillata.*

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 176-177

S. Cocito, C. Lombardi

Enea Marine Environment Research Centre, P.O. Box 224 - 19100 La Spezia, Italia.
silvia.cocito@santateresa.enea.it

COMPETITIVE INTERACTIONS IN THE CORALLIGENOUS ASSEMBLAGES OF S.M. LEUCA (IONIAN SEA)

INTERAZIONI COMPETITIVE NEL CORALLIGENO DI S.M. LEUCA (MAR IONIO)

Abstract *- Outcomes of encounters between the bryozoan* Schizomavella cornuta *and other sessile invertebrates in the coralligenous of S.M. Leuca (Apulian coast) were analysed.* S. cornuta *overgrew most of the invertebrates, whereas resulted competitively inferior to the red algae* Lithophyllum stictaeforme.

Key-words: *competitive interactions, bryozoan, coralligenous, Ionian Sea.*

Introduction - Competitive interspecific interactions play an important role in determining the structure of the coralligenous, known as an highly diversified and structured community (Ballesteros, 2006). Calcareous algae are the dominant taxon in the coralligenous, playing a major role in the building process. However, Parenzan (1983), Chimenz and Faraglia (1995) and Ferdeghini *et al.* (2001) pointed out the importance of bryozoan taxa in structuring coralligenous along the Apulian coast, both as richness and diversity, and covering large portion of the substratum available. The aim of this work is to analyse the outcomes of encounters between the major space occupier among bryozoans, *Schizomavella cornuta* (Cheilostomatida), in the coralligenous of S.M. Leuca area (Ferdeghini *et al.*, 2001) and other sessile organisms.

Materials and methods - 52 colonies of *S. cornuta* (Heller, 1867) were scraped in two localities (Meliso and Pisello) from 22 to 35 m of depth from the rocky cliffs in S.M. Leuca area. Samples were dissected and species identified. Competitive and overgrowth interactions between *S. cornuta* and other organisms were analysed and classified into four outcomes according to Todd and Turner (1988): 1) growing edges of two encounters juxtapose and both organisms may cease growing; 2) one organism partially overgrows the other no-lethally; 3) one organism totally overgrows the other; 4) opposite outcomes of overgrowth interactions occur in different portions of the two encountering organisms.

Results - Extensive sheets made of laminated (<1 cm thick, <5 layers) and multilayered (mound or convoluted morphologies, up to 24 layers) calcified colonies of *S. cornuta* were found. These structures interacted with other organisms occurring on primary substratum. Competitive interactions resulted with other bryozoans, *Smittina cervicornis* (Pallas), *Schizoteca serratimargo* (Hicks), *Myriapora truncata* (Pallas); red calcareous algae, *Lithophyllum incrustans* Philippi, *Lithophyllum stictaeforme* (Areshoug), *Peyssonnelia* spp.; madreporians, *Phyllangia mouchezii* (Lacaze-Duthiers), *Caryophyllia* sp.; sponges, *Phorbas tenacior* (Topsent), *Agelas oroides* (Schmidt) and serpulids. Interaction outcomes are summarised in Tab. 1.

Thin sheets of *S. cornuta* encrusted the basal portion of erect bryozoan colonies (*S. cervicornis, S. serratimargo*), whereas they completely wrapped up small colonies of another erect bryozoan (*M. truncata*) or madreporian (*P. mouchezii*), thus forming hemispherical, thick masses. The encrusting sponge *P. tenacior* always occurred on the lower surface of *S. cornuta*, adhering to its non-living side, but avoiding overgrowth interactions. Growing edges of both encounters were juxtaposed. In the case of

the massive sponge *A. oroides*, several thin colonies of *S. cornuta* grew on one single sponge. Laminated colonies of *S. cornuta* grew both in contact with red calcareous algae, juxtaposing the growing edges, and overgrew them at several points along the contact margins. Only in the interaction with *L. stictaeforme* competitive reversals were also observed. When *L. stictaeforme* developed large laminae, the bryozoan encrustations expanded on their lower surface or in the interstices among laminae, thus not occupying the primary substratum. Serpulids throve both on the outer surface of *S. cornuta* or were partially/totally imbedded in the bryozoan mound colonies.

Tab. 1 - Outcomes of representative competitive interactions between the bryozoan *S. cornuta* and other sessile organisms according to the four types by Todd and Turner (1988). Symbols are: = juxtaposition with no prevailing competitive interaction; ↑ ↓ overgrowth directions.
Risultati delle più rappresentative interazioni competitive tra il briozoo S. cornuta *e altri organismi sessili secondo le quattro tipologie di Todd e Turner (1988). I simboli indicano: = giustapposizione senza prevalenza di interazione competitiva; ↑ ↓ prevalenza della competizione.*

	Schizoteca serratimargo	*Myriapora truncata*	*Phyllangia mouchezii*	*Phorbas tenacior*	*Agelas oroides*	*Peyssonnelia* spp.	*Lithophyllum stictaeforme*		serpulids	
1				=		=	=			
2	↑				↑		↑	↓	↑	↓
3		↑	↑						↑	
4							↑	↓		
	S. cornuta									

Conclusions – *S. cornuta*, the major space occupier among bryozoans in the coralligenous of S.M. Leuca area, displays all the four outcomes defined by Todd and Turner (1998) when competitively interacts with other sessile organisms. It overgrows many of them, mostly the invertebrates, with laminated sheets or expands above and lethally wrap them up. Only in the case of interaction with *L. stictaeforme*, able to develop large laminae, *S. cornuta* resulted to be competitively inferior.

References

BALLESTEROS E. (2006) - Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.,* **44**: 123-195.

CHIMENZ C., FARAGLIA E. (1995) – Some faunistic and ecological observations on the Bryozoa gymnolaemata assemblages from the coast of Puglia (Italy). *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat. Mem. Serie B*, **102**: 37-47.

FERDEGHINI F., COCITO S., AZZARO L., SGORBINI S., CINELLI F. (2001) – Bryozoans bioconstructions in the coralligenous formations of S.M. Leuca (Apulia, Italy). *Biol. Mar. Medit*., **8** (1): 238-245.

PARENZAN P. (1983) – *Puglia marittima*. Congedo Editore, **2**: 495-517.

TODD C.D., TURNER S.J. (1988) - Ecology of intertidal and sublittoral cryptic epifaunal assemblages. Nonlethal overgrowth of encrusting bryozoans by colonial ascidians. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **115**: 113-126.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 178-179

R. Cupido, S. Cocito, S. Sgorbini

ENEA Centro Ricerche Ambiente Marino,P.O. Box 224 - 19100 La Spezia, Italia.
roberta.cupido@santateresa.enea.it

EPIBIOSIS IN *PARAMURICEA CLAVATA* AFTER MORTALITY EVENTS IN THE LIGURIAN SEA

EPIBIOSI IN PARAMURICEA CLAVATA *IN SEGUITO AD EVENTI DI MORTALITÀ NEL MAR LIGURE*

Abstract *– A population of the gorgonian* Paramuricea clavata *(Cnidaria), heavily damaged by two mortality events, was studied in the Ligurian Sea for three years (2004-2006). Composition, diversity and position of epibionts on the gorgonian colonies were analysed. Encrusting and erect bryozoans were the best space competitors on apical, median and basal portions of damaged gorgonian colonies.*

Key-words: *mortality,* Paramuricea clavata*, epibiosis, bryozoans, Ligurian Sea.*

Introduction – A population of the gorgonian *Paramuricea clavata* was heavily damaged by two mortality events recorded in 1999 and 2003 in the Gulf of La Spezia (Ligurian Sea) (Cupido *et al*., 2006). Denudate axes of damaged colonies are typically colonized by a great variety of sessile species with three dimensional arborescent growth or developing sheets (Harmelin and Marinopoulos, 1994). In this study we analyse composition, diversity and position of epibionts on different portions of damaged colonies of *P. clavata* in the three years after the morality events.

Materials and methods – The study was carried out yearly in summer 2004, 2005 and 2006 in three locations in the Gulf of La Spezia. Within each location, 6 replicates of $1m^2$ were sampled. For each gorgonian colony, epibiont species present on apical, median and basal portion of the colony were recorded or sampled to check the taxonomic identity. Frequency of epibiont species was computed. Epibionts were divided in 7 groups: tunicates, serpulids, cnidarians, poriferans, encrusting bryozoans, erect bryozoans, algae. Shannon-Wiener Diversity Index (H') and Pielou's Evenness Index (J) were calculated for each year. Differences between the occurrence of the most represented groups of epibionts on the apical and basal portion of the colony were tested (*t*-test).

Results – 24 taxa were found in 2004, 23 in 2005 and 26 in 2006. Throughout the monitoring period, the most represented group was that of bryozoans, with encrusting species, such as *Beania magellanica* (Busk), *Rynchozoon* sp., *Schizobrachiella sanguinea* (Norman), *Schizomavella auriculata hirsuta* (Calvet), *Schizomavella cornuta* (Heller), *Turbicellepora incrassata* (Lamouroux), and erect species, such as *Chartella papyrea* (Pallas), *Chartella tenella* (Hincks), *Margaretta cereoides* (Ellis & Solander), *Pentapora fascialis* (Pallas), *Reteporella grimaldii* (Jullien), *Smittina cervicornis* (Pallas), *Cellaria salicornioides* (Audouin), *Frondipora verrucosa* (Lamouroux). 8 taxa belonging to the poriferans, 3 to cnidarians, 4 to algae, 1 to serpulids and 1 to tunicates were recorded. Frequency of erect bryozoans was higher in 2004 and 2006 if compared with the encrusting ones, differently from 2005 when *B. magellanica* was notably abundant (Fig. 1). From 2004 to 2006, epibionts' diversity decreased (H'_{2004}=0.91, H'_{2005}=0.69, H'_{2006}=0.62), mainly because of the lower frequencies of encrusting bryozoans, cnidarians, and serpulids. Eveness index paralleled diversity index (Pielou's Evenness Index: J_{2004}=0.57, J_{2005}=0.38, J_{2006}=0.34). Few bryozoans species were always dominant, namely *S. cornuta, C. papyrea, C. tenella, C. salicornioides*. Encrusting bryozoans were more frequently located on the apical and median portions of *P. clavata*, together with cni-

darians, when present (Fig. 1). Frequencies of encrusting bryozoans on apical portion were always higher when compared with the basal portion (*t*-test, $P < 0.05$). In 2004 and 2005, erect bryozoans and poriferans, represented by massive species, were more common on the basal portions than on apical ones (*t*-test, $P < 0.05$). In 2006, while differences in poriferans distribution did not change, erect bryozoans were found indifferently on apical and basal portions of the colony (*t*-test, $P > 0.05$).

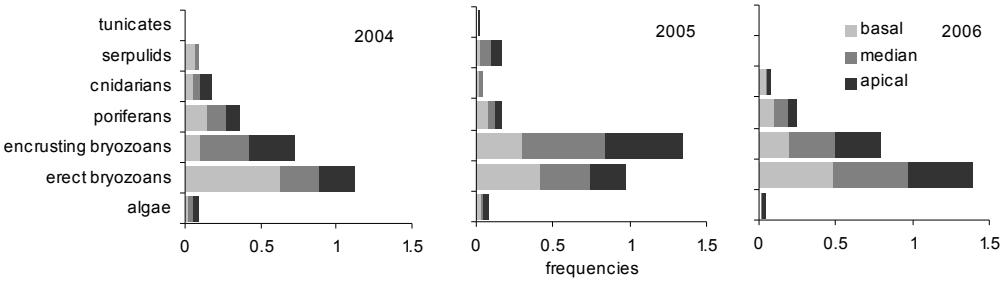


Fig. 1 - Frequencies of the different groups of epibionts related to their position on *Paramuricea clavata* colony (apical, median and basal portion) in 2004, 2005 and 2006.

Frequenze dei diversi gruppi di epibionti in relazione alla loro posizione lungo la colonia di P. clavata *(zona apicale, mediana e basale) nel 2004, 2005 e 2006.*

Conclusions – Damaged colonies of the *P. clavata* population in the Gulf of La Spezia were a suitable substratum for the establishment of different groups of epibionts, particularly for bryozoans. Prevalent colonisation of apical portions of *P. clavata* colonies by encrusting bryozoans can be interpreted as an adaptation to the heavy sedimentation that characterise the area (Cocito *et al*., 2002). Differently, erect bryozoans, taking advantage of the growth form (Jackson, 1979), succeeded in starting colonisation of the basal portion of the colony and, over time, in colonising indifferently all the axis.

References

COCITO S., BEDULLI D., SGORBINI S. (2002) – Distribution of the sublittoral epibenthic assemblages on a rocky shoal in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Sci. Mar*., **66** (2): 175-181.

CUPIDO R., COCITO S., BORDONE A., SGORBINI S. (2006) – Response of the gorgonian *Paramuricea clavata* to mortality events: recovery or loss? 41th EMBS, September 2006, Cork, Ireland.

HARMELIN J.G., MARINOPOULOS J. (1994) – Population structure and partial mortality of the gorgonian *Paramuricea clavata* (Risso) in the North-Western Mediterranean (France, Port-Cros Island). *Mar. Life*, **4** (1): 5-13.

JACKSON J.B.C. (1979) – Morphological strategies of sessile animals. In: G. Larwood & B.R. Rosen (eds), *Biology and systematics of colonial organisms*. Academic Press, London: 499-555.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 180-181

F. Fava, M. Ponti

[1]Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali (C.I.R.S.A.), Università di Bologna
Via S. Alberto, 163 - 48100 Ravenna, Italia.
federica.fava@inwind.it

DISTRIBUZIONE GEOGRAFICA DI *MAASELLA EDWARDSI* E *PARALCYONIUM SPINULOSUM* (OCTOCORALLIA: PARALCYONIIDAE)

GEOGRAPHICAL DISTRIBUTION OF MAASELLA EDWARDSI *AND* PARALCYONIUM SPINULOSUM *(OCTOCORALLIA: PARALCYONIIDAE)*

Abstract *- The Octorocorallia* Maasella edwardsi *and* Paralcyonium spinulosum *were found on subtidal rocky outcrops offshore of Chioggia; these finding extended the knowledge on their geographical distribution to the northern Adriatic Sea. The colonies of each species are present only in one site of the 26 investigated through an area of 500 km². Eggs production was observed for both species in August 2006.*

Key-words: *Anthozoa, hard bottoms, geographical distribution, northern Adriatic Sea.*

Introduzione - *Maasella edwardsi* (de Lacaze-Duthiers, 1888) e *Paralcyonium spinulosum* (Delle Chiaje, 1822) sono gli unici rappresentanti della famiglia *Paralcyoniidae* ascritti alla fauna europea (Costello *et al*., 2001). Sono specie rare, seppure localmente abbondanti, la cui distribuzione in Mediterraneo è nota solo attraverso alcune sporadiche segnalazioni. Lo scopo di questo studio è di contribuire alla conoscenza sulla distribuzione e biologia di queste specie con nuove osservazioni in Adriatico settentrionale.

Materiali e metodi - Nell'ambito di un ampio studio sulla distribuzione dei popolamenti epibentonici in Adriatico settentrionale, sono stati esplorati 26 affioramenti rocciosi organogeni (Tegnùe) al largo di Chioggia e Venezia, distribuiti in un'area di oltre 500 km², da 18 a 30 m di profondità e da 6 a 24 km da costa (Lat. 45° 24' - 45° 04' N; Long. 12° 23' - 12° 43' E). Per ciascun sito è stata esplorata un'area variabile dall'intero affioramento ad un massimo di circa 1000 m². Le specie *Maasella edwardsi* e *Paralcyonium spinulosum* sono state identificate mediante l'analisi delle spicole (Weinberg, 1977). L'estensione dell'area colonizzata è stata misurata con cordella metrica, la densità delle colonie di *M. edwardsi*, in termini di ricoprimento percentuale, è stata valutata mediante 15 campioni fotografici casuali all'interno dell'area colonizzata (area dell'immagine: 17,0×22,6 cm).

Risultati - Secondo il lavoro di revisione di Parenzan (1977) *Maasella edwardsi* è stata segnalata, sebbene con nomi diversi, a Banyuls sur Mer (1888 e 1966) e Albéres (1966), nel Golfo di Marsiglia (1954), nel Golfo di Napoli (1891 e 1941), nella Baia di Algeri (1888 e 1900), nel Gargano (1975) e a Porto Cesareo (1977), mentre *Paralcyonium spinulosum* è stato segnalato nel Golfo di Napoli (1822, 1835, 1891, 1941), Banyuls sur Mer (1888, 1907 e 1900) e Albéres (1966), nel Golfo di Marsiglia (1882), nel Golfo di Rapallo (1950), nella Baia di Algeri (1888) e, fuori dal Mediterraneo, nell'arcipelago di Glenan in Bretagna (1969). La checklist della fauna marina italiana riporta *M. edwardsi* presente lungo le coste del Mar Tirreno, Ionio e medio Adriatico (aree 2-3-6-8 in Morri *et al*., 2005) mentre *P. spinulosum* viene segnalato nel Mar Ligure, basso Tirreno e Medio Adriatico (aree 1-3-8 in Morri *et al*., 2005). Durante le ricerche in Adriatico settentrionale, *Maasella edwardsi* è stata rinvenuta nel sito

TM1 (45° 12,269' N 12° 24,351' E, prof. fondale 21 m) nell'agosto 2004. Le colonie occupavano un'area di circa 100 m^2 lungo la scarpata dell'affioramento roccioso sul lato rivolto a S-SE, tra 20 e 18 m di profondità, con un ricoprimento massimo del 37% e medio del 20% (±10% DS). Ancora oggi si conosce poco sul ciclo riproduttivo di questa specie, Viguier (1888) segnala la presenza di uova all'interno dei polipi nel mese di Maggio nella Baia di Algeria e descrive la specie come gonocorica. Nel sito TM1 è stata osservata la presenza di colonie con polipi contratti e ricoperti da uova il 7 agosto 2006, il giorno successivo la maggior parte delle uova era scomparsa e i polipi distesi. Come avviene in alcuni ottocoralli, la sincronizzazione nella liberazione di uova e spermi potrebbe essere regolata dalle fasi lunari, infatti il rilascio è avvenuto in coincidenza della luna piena. *Paralcyonium spinulosum* è stato rinvenuto, nel giugno 2006, nel sito TRM14, a 12,5 km NE della foce del Po (45° 5,097' N 12° 34,448' E, prof. fondale 29 m). Le colonie, alte oltre 10 cm, erano distribuite a piccoli gruppi su un'area rocciosa pianeggiante di circa 20 m^2. Nell'agosto 2006 le colonie presentavano uova all'interno della cavità gastrica. Motz-Kossowska e Fage (1907) indicano questa specie come gonocorica e forse contemporaneamente ovipara e vivipara, uova mature furono osservate nel Golfo di Napoli da giugno ad ottobre (Lo Bianco, 1909).

Conclusioni - I ritrovamenti di *Maasella edwardsi* e *Paralcyonium spinulosum*, sulle Tegnùe al largo di Chioggia, consentono di estendere la distribuzione geografica di queste specie all'Adriatico settentrionale. Le caratteristiche ambientali dei siti di ritrovamento concordano con quanto osservato a Banyuls sur Mer da Weinberg (1979). In particolare la specie zooxanthellata *M. edwardsi* si trova più vicino a costa, in un sito meno profondo e con maggiore sedimentazione rispetto a quello ove si trova *Paralcyonium spinulosum*, specie priva di zooxanthelle che sembra prediligere profondità maggiori e conseguente minore irradianza. La rarità dei ritrovamenti fa supporre una capacità dispersiva ridotta di entrambe le specie, la cui presenza in questi siti potrebbe essere un relitto di passate colonizzazioni. Il presente lavoro evidenzia la necessità di maggiori informazioni sia sulla presenza ed abbondanza di queste specie sia sul loro ciclo riproduttivo.

Bibliografia

COSTELLO M.J., EMBLOW C.S., WHITE R. (eds) (2001) - European Register of Marine Species. A check-list of the marine species in Europe and a bibliography of guides to their identification. *Patrimoines naturels,* **50**: 463 pp. http://www.marbef.org/data/erms.php

LO BIANCO S. (1909) - Notizie biologiche riguardanti specialmente il periodo di maturità sessuale degli animali del golfo di Napoli. *Mittheilungen aus der Zoologischen Station zu Neapel,* **19**: 513-761.

MORRI C., ESPOSITO F., PESSANI D. (2005) - *Anthozoa*. In: Relini G. (ed), *Check list della fauna marina italiana*. SIBM, Genova. http://www.sibm.it/

MOTZ-KOSSOWSKA S., FAGE L. (1907) - Contribution a l'étude de la famille des Fascicularidés. *Arch. de Zool. Exp. et Gen.,* **4**: 423-443.

PARENZAN P. (1977) - Nuovi reperti di *Maasella edwardsi* (De Lacaze-Duthiers, 1888) nel Mediterraneo (Octocorallia: Alcyonacea). *Thalassia Salentina,* **7**: 71-80.

VIGUIER C. (1888) - Etudes sur les animaux inferieurs de la baie d'Alger. *Arch. de Zool. Exp. et Gen.,* **6**: 351-373.

WEINBERG S. (1977) - Revision of the common Octocorallia of the Mediterranean circalittoral. II. Alcyonacea. *Beaufortia,* **25**: 131-166.

WEINBERG S. (1979) - Autoecology of shallow-water octocorallia from Mediterranean rocky substrata, I. The Banyuls area. *Bijdragen tot de Dierkunde,* **49**: 1-15.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 184-189

R. Danovaro

Dipartimento di Scienze Ambientali Marine (DiSMar), Università Politecnica delle Marche,
Via Brecce Bianche - 60131 Ancona, Italia.
www.dismar.univpm.it
r.danovaro@univpm.it

I FALSI DOGMI DELLA BIOLOGIA DEGLI AMBIENTI PROFONDI

THE FALSE DOGMAS OF DEEP-SEA BIOLOGY

Abstract *– Deep-sea ecosystems, for their complexity and inaccessibility, represent the last frontier of ecological research. Our knowledge is rapidly expanding from stable slopes and deep canyons to cold seeps and mud volcanoes along continental margins, from seamounts to unstable slopes, from hydrothermal vents to permanent anoxic systems. The information acquired so far is negating most if not all hypotheses made in the past. This work summarizes the advances and present knowledge on deep-sea research.*

Key-words: *deep-sea biodiversity, hot spot ecosystems.*

Introduzione - Lo studio degli ambienti marini profondi, per la loro complessità ed inaccessibilità, è una delle ultime frontiere della ricerca scientifica e dell'esplorazione del nostro Pianeta. Lo sviluppo di nuove tecnologie, la sinergia di competenze interdisciplinari e la maggiore attenzione alle risorse ed ai servizi ecosistemici svolti dagli ambienti profondi hanno portato un forte impulso alla ricerca in questi ecosistemi. Gli ambienti profondi sono per definizione estremi. La pressione idrostatica è mediamente pari a circa 400 atm. Non esiste luce (se non di tipo bioluminescente) al di sotto dei 1000 m di profondità. Le temperature in ambiente profondo (mediamente inferiori a 4 °C) vedono la presenza di vita (metazoi con attivo metabolismo) in un *range* che varia tra quasi –2 °C ed oltre 150 °C. Gli ambienti profondi ospitano anche le porzioni ipossiche ed anossiche più estese del pianeta (e.g., OMZ, Mar Nero al di sotto di 200 m di profondità).

Oasi o deserti? Lo studio degli ambienti profondi nasce nella fantasia dell'uomo, e la curiosità di esplorarne le maggiori profondità. La dimensione fantastica o immaginifica ha creato ipotesi e paradigmi che sono stati nel tempo drasticamente confutati. Il primo "errore" (contrario ad ogni evidenza già disponibile all'epoca) fu determinato dalla teoria azoica di Forbes, secondo la quale non esisteva vita al di sotto dei 600 m di profondità a causa delle condizioni estreme (caratterizzate dalla presunta assenza di ossigeno). In realtà l'ossigeno è abbondante (>4 ml L^{-1}) fino alle maggiori profondità adali. Questo è forse il primo esempio in ecologia marina di come un approccio scientifico basato su assunzioni sbagliate, non testate in modo rigoroso, porti a conclusioni completamente errate.

Anche quando la teoria di Forbes fu confutata dall'evidenza di forme di vita a profondità superiori a 1000 metri, per molto tempo si continuò a descrivere gli ambienti profondi come deserti biologici. Solo 40 anni fa, Hessler e Sanders (1967), riportarono la scoperta di un'elevata biodiversità abissale, affossando così in modo definitivo il primo falso paradigma della biologia degli ambienti profondi. Tuttavia, altri paradigmi sbagliati erano destinati a radicarsi nella opinione di molti ricercatori.

Ricchezza o povertà? Si è sempre pensato che gli ambienti profondi fossero poverissimi di materia organica, poiché dovevano il loro apporto alimentare alla produzione fitoplanctonica della zona eufotica. Questa, a sua volta, prima di giungere al fondo veniva progressivamente e rapidamente degradata durante il processo di sedimentazione al fondo (Cho e Azam, 1988). Questo paradigma si è mantenuto saldamente radi-

cato nell'opinione degli esperti nonostante fossero stati dimostrati eventi di rapido e massivo apporto di fitodetrito al fondo (fino a 5000 m di profondità ed oltre; Billett *et al*., 1983). Questi eventi infatti sono stati derubricati a fenomeni sporadici su scale temporali molto brevi e spazialmente interspersi (Graf, 1989; Gooday *et al*., 1990). Ulteriori lavori hanno anche dimostrato che il fondale degli oceani riceve frequenti impulsi di deposizione massiva di cianobatteri (Lochte e Turley, 1988). Il paradigma dominante tuttavia reggeva col supporto di dati da trappole di sedimentazione (Honio *et al*., 1987; Fabiano *et al*., 2001) e sulle basse concentrazioni di materia organica nei sedimenti (Ellen *et al*., 1999). Successive ricerche, ancora in corso, hanno dimostrato che non è così, poiché importanti apporti di cibo provengono per trasporto laterale dai margini o per deposizione atmosferica (Jahnke *et al*., 1990). Inoltre, a fronte di una quantità di carbonio organico sedimentario inferiore di oltre il 50% rispetto agli ambienti costieri, gli ambienti profondi mostrano una maggiore qualità e biodisponibilità della materia organica detritale (Danovaro *et al*., 2001a). Sono stati identificati anche numerosi depocentri di materia organica (*hot spots* a profondità adali, quali la fossa di Atacama, Danovaro *et al*., 2002, 2003; Gambi *et al*., 2003). Questi ambienti, nonostante le straordinarie pressioni idrostatiche (superiori a 600 atm) mostrano abbondanze e biomasse confrontabili o superiori a quelle presenti in ambiente costiero. Queste scoperte stanno cambiando completamente il nostro modo di vedere il funzionamento degli ambienti profondi (Dell'Anno e Danovaro, 2005).

Simbiosi nel profondo: le condizioni estreme degli ambienti profondi offrono molte opportunità di associazioni simbiotiche tra metazoi e procarioti. Nel bacino ipossico della fossa di S. Barbara è stata scoperta un'oasi di simbiosi in cui molti organismi appartenenti a Phyla diversi tra loro mostrano evidenti associazioni con endosimbionti (Bernhard *et al*., 2000). E' possibile ipotizzare che negli ambienti profondi in generale, e non solo, in ecosistemi idrotermali o *cold seeps*, le simbiosi siano estremamente diffuse.

Il metabolismo del profondo: a causa delle basse temperature e presunta scarsezza di cibo, il principale assunto sulla vita nel profondo era basato sull'ipotesi di un metabolismo molto basso. Tuttavia, evidenze sperimentali e metanalisi su dati esistenti hanno dimostrato che il metabolismo degli organismi abissali è dipendente dalla biomassa e non dalla temperatura e che i valori metabolici di questi organismi sono del tutto analoghi a quelli di organismi di ambienti costieri. Anche l'ipotesi che le forme di nanismo presenti in ambiente profondo fossero legate alla scarsità di cibo (Thiel, 1975) è stata confutata. Anche McClain *et al*. (2005) hanno dimostrato una riduzione della taglia media dei gasteropodi profondi, ma molti altri organismi profondi mostrano forme di gigantismo (Timofeev, 2001) (isopodi, anfipodi, picnogonidi, ostracodi, anemoni). Inoltre, in depocentri di materia organica a profondità adali sono presenti forme nane di nematodi che lasciano ipotizzare la presenza di adattamenti specifici alla pressione ed all'ottimizzazione di utilizzo delle fonti alimentari. Le nostre conoscenze sul funzionamento delle reti trofiche in ambiente profondo sono assolutamente insufficienti per comprenderne il funzionamento. Rex *et al*. (2006) ha dimostrato che al di sotto dei 3000 m di profondità, la più ampia porzione del pianeta, è dominata dalla componente procariotica, ma recentemente abbiamo anche scoperto che i batteri eterotrofi non rappresentano la quasi totalità della biomassa di procarioti, poiché gli Archaea, che sono in larga parte produttori primari chemiosintetici, al di sotto dei 1000 m di profondità costituiscono oltre il 40% dell'abbondanza procariotica (Karner *et al*., 2001) e contribuiscono a quasi il 50% della produzione totale. Inoltre si è sempre creduto che i batteri eterotrofi fossero la componente in grado di rispondere più rapidamente agli input di cibo dalla zona eufotica ma un recente lavoro basato su studi sperimentali *in situ* con utilizzo di isotopi stabili (Witte *et al*., 2004) ha dimostrato che invece è la macrofauna a reagire per prima. Quindi i sedimenti marini

profondi, anche se sono dominati, da procarioti e meiofauna baserebbero il loro funzionamento su un metabolismo "rapido" con utilizzo di materiale "fresco" da parte del macrobenthos e uno "lento" con utilizzo di componenti più refrattarie da parte delle componenti della rete trofica microbica. Inoltre, i sistemi profondi che basano il loro funzionamento sulla produzione chemioautotrofa non sarebbero limitati ai vent idrotermali profondi ma sarebbero molto più diffusi. Le "cold seeps" sono infatti molto frequenti lungo i margini continentali. Esiste una quantità crescente di informazioni che lasciano ipotizzare un rilevante contributo della "dark energy" (metano, acido solfidrico ed altri elementi inorganici) nel sostenere il funzionamento degli ecosistemi profondi. Questo vale in particolare per le forme di vita che occupano gli strati subsuperficiali del sedimento. Oltre ai callianassidi, che scavano per oltre 1 metro di profondità (Gage e Tyler, 1991), la vita sembra estendersi, con procarioti metabolicamente attivi e virus, fino a centinaia di metri di profondità sotto la superficie del sedimento. E' stato ipotizzato che questi organismi per sopravvivere in queste condizioni ricevono un rifornimento di materia ed energia dal profondo *subfloor* (Shippers *et al.,* 2005).

Meccanismi di generazione e mantenimento della biodiversità: La presenza di un'elevatissima diversità (sia per quanto riguarda la componente animale sia procariotica) negli ambienti profondi pone importanti interrogativi sui meccanismi che ne permettono la generazione ed il mantenimento (Rex, 1983; Rex *et al*., 1993, 2005; Snelgrove e Smith, 2002; Stuart *et al*., 2003). I livelli di biodiversità espressi come numero atteso di specie per 100 individui sono infatti spesso superiori a quelli di ambienti costieri ad elevata biodiversità (Grassle, 1989). In passato le teorie sul mantenimento dell'elevata biodiversità in ambienti profondi si basavano sull'assunzione di una elevata omogeneità spaziale e uniformità temporale, poiché assumevano che i cambiamenti climatici fossero tamponati dagli strati superficiali degli oceani (Jumars, 1976). Solo successivi studi hanno dimostrato che gli ambienti profondi sono molto più instabili e dinamici di quanto ipotizzato. Ad esempio le comunità biologiche mostrano notevoli cambiamenti a scala locale regionale e globale e sono accoppiate ai cambiamenti che avvengono in superficie. Le teorie di "equilibrio" basate sull'ipotesi della "time-stability", sono state abbandonate a favore di ipotesi basate sulla eterogeneità spaziale e di teorie del "disequilibrio" (Grassle e Sanders, 1973). A quest'ultimo gruppo sono legate due ipotesi: quella del disturbo fisico e del disturbo biologico secondo le quali in analogia a quanto osservato per comunità bentoniche del intertidale il disturbo moderato porta al mantenimento di elevati livelli di biodiversità (Dayton e Hessler, 1972). Tuttavia, queste ipotesi non hanno per ora trovato conferme sperimentali, mentre numerose evidenze portano ad evidenziare il ruolo chiave dell'accoppiamento tra geosfera e biosfera. E' ormai dimostrato, infatti che gli ambienti profondi non sono solo soggetti a forte variabilità temporale e stress fisici ma sono anche molto eterogenei (Etter e Grassle, 1992). L'estrema diversificazione topografica, idrodinamica e mineralogica rendono questi sistemi dei mosaici complessi a diverse scale spaziali (Gambi e Danovaro, 2006) e li rendono in grado, anche grazie all'emissione di fluidi e materiali dal fondo, di ospitare forme di vita molto diversificate. Inoltre, i margini continentali sono solcati da numerosi canyon, ognuno dei quali apparentemente unico per caratteristiche geo-fisiche e per biodiversità. I margini sono anche caratterizzati da estese porzioni altamente instabili, con frequenti frane e smottamenti che sembrano creare condizioni stocastiche di "roulette" che creano nuove opportunità di colonizzazione degli ambienti profondi defaunati. Infine, la presenza di hot spot di biodiversità alle maggiori profondità, con la presenza di *cold seeps, canyons*, montagne sottomarine, banchi di corallo profondo, fosse e depocentri di materia organica rendono ulteriormente complesso il quadro complessivo (Weaver *et al*., 2004) per la presenza di fenomeni di *spill over* probabilmente analoghi a quelli delle aree marine protette in ambiente costiero.

Vita in ambienti ultra-estremi: ambienti ultrabissali, subsuperficiali, o estremi per condizioni di temperatura, pH, salinità e composizione, ospitano procarioti e protozoi metabolicamente attivi che possono avere potenziale utilizzo in ambito biotecnologico (McMullin *et al.,* 2000). La vita in OMZ, *permanent anoxic deep-sea systems* quali i bacini ipersalini profondi (Levin *et al*., 2001; Danovaro *et al*., 2005) e il Mar Nero profondo potrebbe estendersi anche a componenti multicellulari. Adattamenti biochimici a temperatura e pressione sono essenziali per gli organismi che abitano gli ambienti profondi. Le strutture di membrana mostrano componenti fosfolipidiche diverse per composizione e struttura, rispetto a quelli di organismi di ambienti costieri (Somero, 1992). La pressione e la temperatura hanno anche effetto sulle attività enzimatiche e modificano la struttura delle proteine. In sintesi, gli ambienti profondi offrono opportunità uniche per comprendere i meccanismi di adattamento della vita a condizioni estreme.

Impatto dei cambiamenti climatici sugli ecosistemi profondi: sino a 10 anni fa si riteneva che gli ambienti profondi non fossero soggetti a cambiamenti significativi correlati al clima se non in tempi molto lunghi (ovvero di molti decenni) legati alle stime di turnover delle masse d'acqua profonde. Su scale temporali lunghe (10^3-10^4 anni) Cronin e Raymo (1997) hanno stato dimostrato il diretto legame tra forcing orbitale, struttura e produttività della superficie degli oceani e biodiversità in ambiente profondo. Ulteriori studi hanno evidenziato un cambiamento a lungo termine delle comunità bentoniche legato all'effetto di cambiamenti climatici (El Nino – La Nina) e della disponibilità alimentare sulle comunità bentoniche a 4100 m di profondità (Ruhl e Smith, 2004). Recentemente è stato dimostrato come eventi episodici su scala regionale (e.g., il fenomeno del transiente nel Mediterraneo Orientale) hanno avuto un impatto molto evidente sul funzionamento degli ecosistemi (Danovaro *et al*., 2001b) e sulla biodiversità profonda (Danovaro *et al.,* 2004). Il ruolo di eventi episodici (alcuni dei quali straordinari per le dimensioni dell'apporto di materiale organico ed inorganico) sugli ecosistemi profondi è una priorità delle ricerche future (Canals *et al*., 2006). Questi fenomeni sembrano essere molto più diffusi e più frequenti di quanto non immaginato finora.

Impatto dell'uomo sugli ecosistemi profondi: gli ambienti profondi sono solo apparentemente lontani da fonti di inquinamento ma non sono pristini. Estrazioni di idrocarburi e minerali, dumping (rifiuti, composti radioattivi e tossici), pesca a strascico, sono solo alcuni degli esempi di attività antropiche in forte espansione. Esiste una crescente evidenza di bio-accumulo in organismi profondi (ad esempio accumulo di Pb in *Centroscymnus coelolepis*) e la pesca a strascico che scende alle maggiori profondità sta alterando gli habitat dei margini continentali fino a oltre 1500 m di profondità (incluso il forte danno ai banchi di corallo profondo). Priede *et al.* (2006) ha dimostrato che l'impatto sulla componente ittica negli ultimi anni non ne ha alterato ancora la biodiversità ma ha ridotto del 50-75% l'abbondanza degli organismi.

Conclusioni - Gli ecosistemi profondi rappresentano il bioma più esteso ed inesplorato dell'intera biosfera. In biologia marina sono stati sistematicamente ignorati, in particolare da parte della comunità scientifica italiana. In futuro saranno necessarie iniziative importanti da parte della nostra comunità per promuovere uno sviluppo tecnologico e scientifico tale da portare l'Italia ad essere più competitiva in questo settore strategico del sapere.

Summary - Deep-sea ecosystems, for their complexity and inaccessibility, represent the last frontier of ecological research. Enormous progresses have been made towards the comprehension of their biodiversity and functioning. Our knowledge is therefore rapidly expanding from stable slopes and deep canyons to cold seeps and mud volcanoes along continental margins, from seamounts to unstable slopes, from hydrothermal vents to permanent anoxic systems. The information acquired so far is negating most if not all hypotheses advanced

in the past. Biodiversity in the deep sea is apparently higher than in coastal areas. The adaptation of deep-sea organisms to the extreme conditions is accompanied by a wide use of symbiotic relationships. We have hypothesised low metabolic rates due to the low temperatures but this is not the case. We have for a long time assumed that the deep sea is deprived of food, and now we understand that the amounts of available food is not so low and its quality is higher than on continental shelves. We have assumed that deep-sea systems are stable and homogeneous, conversely they are frequently characterised by abrupt changes and are extremely heterogeneous at all spatial scales, suggesting that geosphere and biosphere are intimately linked. We have estimated that deep-sea ecosystems would respond to climate changes and anthropogenic-induced alterations in decades, whereas we understand now that they react promptly to episodic "signals" from the surface.

Bibliografia

BERNHARD J.M., BUCK K.R., FARMER M.A., BOWSER S.S. (2000) - The Santa Barbara Basin is a Symbiosis Oasis. *Nature*, **403**: 77-80.

BILLETT D.S.M., LAMPITT R.S., RICE A.L., MANTOURA R.F.C. (1983) - Seasonal Sedimentation of Phytoplankton to the Deep-Sea Benthos. *Nature*, **302**: 520-522.

CANALS M., PUIG P., DE MADRON X.D., HEUSSNER S., PALANQUES A., FABRES J. (2006) - Flushing submarine canyons. *Nature*, **444**: 354-357.

CHO B.C., AZAM F. (1988) - Major role of bacteria in biogeochemical fluxes in the ocean's interior. *Nature*, **332**: 441–443.

CRONIN T.M., RAYMO M.E. (1997) - Orbital forcing of deep-sea benthic species diversity. *Nature*, **385**: 624-627.

DANOVARO R,. DELL'ANNO A,. FABIANO M. (2001a) - Bioavailability of organic matter in the sediments of the Porcupine Abyssal Plain, Northeaster Atlantic. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **220**: 25-32.

DANOVARO R., CORINALDESI C., DELL'ANNO A., FABIANO M., CORSELLI C. (2005) - Viruses, Prokaryotes and DNA in the sediments of a Deep-Hypersaline Anoxic Basin (DHAB) of the Mediterranean Sea. *Env. Microbiol*., **7**: 586–592.

DANOVARO R., DELL'ANNO A., FABIANO M., PUSCEDDU A., TSELEPIDES A. (2001b) - Deep-Sea ecosystem response to climate changes: the Eastern Mediterranean case study. *Trends Ecol. Evol*., **16**: 505-510.

DANOVARO R., DELL'ANNO A., PUSCEDDU A. (2004) - Biodiversity response to climate change in a warm deep sea. *Ecol. Lett*., **7**: 821–828.

DANOVARO R., DELLA CROCE N., DELL'ANNO A., PUSCEDDU A. (2003) - A depocenter of organic matter cycling at 7800-m depth in the South Pacific Ocean. *Deep-Sea Res. I*, **50**: 1411–1420.

DANOVARO R., GAMBI C., DELLA CROCE N. (2002) - Meiofauna hotspot in the Atacama Trench (Southern Pacific Ocean). *Deep-Sea Res. I*, **49**: 843-857.

DAYTON P.K., HESSLER R.R. (1972) - Role of Biological Disturbance in Maintaining Diversity in the Deep Sea. *Deep-Sea Res*., **19**: 199-208.

DELL'ANNO A., DANOVARO R. (2005) - Extra-cellular DNA plays a key role in deep-sea ecosystem functioning. *Science*, **309**: 2179.

ELLEN R., DRUFFEL M., ROBISON B.H. (1999) - Is the Deep Sea on a Diet? *Science*, **284**: 1139-1140.

ETTER R.J., GRASSLE J.F. (1992) - Patterns of species diversity in the deep sea as a function of sediment particle size diversity. *Nature*, **360**: 576-578.

FABIANO M., PUSCEDDU A., DELL'ANNO A., ARMENI M., VANUCCI S., LAMPITT R. WOLFF G.A., DANOVARO R. (2001) - Phytopigment and labile organic matter fluxes in the porcupine abyssal plain. *Prog. Oceanogr*., **50**: 89-104.

GAGE J., TYLER P.A. (1991) - *Deep-sea biology: a natural history of organisms at the deep-sea floor*. Cambridge University Press, Cambridge.

GAMBI C., DANOVARO R. (2006) - A multiple-scale analysis of metazoan meiofaunal distribution in the deep Mediterranean sea. *Deep-sea Res. I*, **53**: 1117–1134.

GAMBI C., VANREUSEL A., DANOVARO R. (2003) - Biodiversity of nematode assemblages from deep-sea sediments of the Atacama Slope and Trench (Southern Pacific Ocean). *Deep-sea Res. I*, **50**: 103-117.

GOODAY A.J., TURLEY C.M., ALLEN J.A. (1990) - Responses by benthic organisms to inputs of organic material to the Ocean Floor: A Review (and Discussion). *Phil. Trans. Royal Soc. London. Series A*, **331**: 119-138.

GRAF G. (1989) - Benthic-pelagic coupling in a deep-sea benthic community. *Nature*, **341**: 437–439.

GRASSLE J.F. (1989) - Species diversity in deep-sea communities. *Trends Ecol. Evol*., **4**: 12-15.

GRASSLE J.F., SANDERS H.L. (1973) - Life histories and the role of disturbance. *Deep-Sea Res*., **20**: 643-659.

HESSLER R.R., SANDERS H. (1967) - Faunal diversity in the deep-sea. *Deep-sea Res*., **14**: 65-78.

HONJO S., HAY B.J., MANGANINI S.J., ASPER V.L., DEGENS E.T., KEMPE S., ITTEKKOT V., IZDAR E., KONUK Y.T., BENLI H.A. (1987) - Seasonal Cyclicity of Lithogenic Particle Fluxes at a Southern Black Sea Sediment Trap Station. In: E.T. Degens, E. Izdar, S. Honjo (eds), *Particle Flux in the Ocean*. Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg, **62**: 19–39.

JAHNKE R.A., REIMERS C.E., CRAVEN D.B. (1990) - Intensification of recycling of organic matter at the sea floor near ocean margins. *Nature*, **348**: 50–54.

JUMARS P.A. (1976) - Deep-sea Species Diversity: Does It have a characteristic scale? *J. Mar. Res*., **34**: 217-246.

KARNER M.B., DELONG E.F., KARL D.M. (2001) - Archaeal dominance in the mesopelagic zone of the Pacific Ocean. *Nature*, **409**: 507-510.

LEVIN L.A., ETTER R.J., REX M.A., GOODAY A.J., SMITH C.R., PINEDA J., STUART C.T. (2001) - Environmental influences on regional deep-sea species diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst*., **32**: 51-93.

LOCHTE K., TURLEY C.M. (1988) - Bacteria and cyanobacteria associated with phytodetritus in the deep sea. *Nature*, **333**: 67-69.

MCCLAIN C.R., REX M.A., JABBOUR R. (2005) - Deconstructing bathymetric patterns of body size in deep-sea gastropods. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **297**: 181–187.

McMULLIN E.R., BERGQUIST D.C., FISHER C.R. (2000) - Metazoans in extreme environments: adaptations of hydrothermal vent and hydrocarbon seep fauna. *Grav. space biol. Bull*., **12**: 13-24.

PRIEDE I.G., FROESE R., BAILEY D.M., BERGSTAD O.A., COLLINS M.A., DYB J.E., HENRIQUES C., JONES E.G., KING N. (2006) - The absence of sharks from abyssal regions of the world's oceans. *Proc. R. Soc. B: Biological Sciences*, **273**: 1435-1441.

REX M.A. (1983) - Geographic patterns of species diversity in the deep-sea benthos. In: Rowe G.T. (ed), *The Sea*. Wiley, New York: 453-472.

REX M.A., MCCLAIN C.R., JOHNSON N.A., ETTER R.J., ALLEN J.A., BOUCHET P., WAREN A. (2005) - A source-sink hypothesis for abyssal biodiversity. *Am. Nat*., **165**: 163-178.

REX M.A., STUART C.T., HESSLER R.R., ALLEN J.A., SANDERS H.L., WILSON G.D.F. (1993) - Global-scale latitudinal patterns of species diversity in the deep-sea benthos. *Nature*, **365**: 636-639.

REX M.A., ETTER R.J., MORRIS J.S., CROUSE J., MCCLAIN C.R., JOHNSON N.A., STUART C.T., DEMING J.W., THIES R., AVERY R. (2006) - Global bathymetric patterns of standing stock and body size in the deep-sea benthos. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **317**: 1–8.

RUHL H.A., SMITH K.L. JR. (2004) - Shifts in deep-sea community structure linked to climate and food supply. *Science*, **305**: 513-515.

SCHIPPERS A., NERETIN L.N., KALLMEYER J., FERDELMAN T.G., CRAGG B.A., PARKES R.J., JORGENSEN B.B. (2005) - Prokaryotic cells of the deep sub-seafloor biosphere identified as living bacteria. *Nature*, **433**: 861-864.

SNELGROVE P.V.R., SMITH C.R. (2002) - A riot of species in an environmental calm: the paradox of the species-rich deep-sea floor. Ocean. *Mar. Biol. Ann. Rev*., **40**: 211-242.

SOMERO G.N. (1992) - Biochemical ecology of deep-sea animals. *Experientia*, **48**: 537-543.

STUART C.T., REX M.A., ETTER R.J. (2003) - Large-scale spatial and temporal patterns of deep-sea benthic species diversity. In: Tyler P.A. (ed), *Ecosystems of the world-ecosystems of deep oceans*. Elsevier, Amsterdam.

THIEL H. (1975) - The size structure of the Deep-Sea Benthos. *Int. Rewe Ges. Hydrobiol*., **60**: 575-606.

TIMOFEEV S.F. (2001) - Bergmann's principle and deep-water gigantism in marine crustaceans. *Biol. Bull*., **28**: 646–650.

WEAVER P.P.E., BILLETT D.S.M., BOETIUS A., DANOVARO R., FREIWALD A., SIBUET M. (2004) - Ecosystem Research on Europe's Deep-Ocean Margins. *Oceanogr.*, **17**: 133-143.

WITTE U., WENZHÖFER F., SOMMER S., BOETIUS A., HEINZ P., ABERLE N., SAND M., CREMER A., ABRAHAM W.R., JØRGENSEN B.B., PFANNKUCHE O. (2003) - In situ experimental evidence of the fate of a phytodetritus pulse at the abyssal sea floor. *Nature*, **424**: 763–766.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 190-244

G. Relini

Centro di Biologia Marina del Mar Ligure, Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
biolmar@unige.it

LA PESCA BATIALE IN LIGURIA

BATHYAL FISHERY IN LIGURIA

Abstract *- Ligurian bathyal fishing is carried out mainly using otter trawl and bottom longlines. Studies of demersal resources were carried out both by means of trawl surveys and the monitoring of commercial landings in the main Ligurian harbours. A description is given of the main features of fishing grounds and resources exploited using trawling and longlines off the Ligurian coast. The huge changes in red shrimp catches over the course of about 80 years are described.*

Key-words*: demersal resources, red shrimps, bottom longlines, Ligurian Sea.*

Introduzione - In Liguria la pesca batiale, cioè al di là dei 200 m di profondità, si effettua prevalentemente con lo strascico e con i palangari di fondo ed altri sistemi di ami ed in misura minore, con reti da imbrocco, mentre le nasse, almeno per il momento, non sono usate.

Lo strascico ha cominciato a spingersi al di là della platea continentale alle soglie degli anni trenta, con l'avvento dei piropescherecci che man mano sostituivano le paranze a vela. Le marinerie di Genova e S. Margherita Ligure, avendo iniziato a pescare sulla scarpata nel 1925 (Issel, 1932), sono state tra le prime in Italia ad esplorare un nuovo ambiente di grande interesse per la scienza e per l'attività commerciale, in quanto nuove risorse venivano portate al mercato e molti organismi di acque profonde per la prima volta erano a disposizione degli studiosi.

L'estensione della pesca a strascico in profondità è strettamente correlata alle caratteristiche del bacino ligure.

Morfologia ed idrologia - La costa ligure, è estesa per circa 330 km ed è solo una parte di quella interessata dal Mar Ligure, che si estende a Sud-Est fino alla congiungente Capo Corso Piombino.

Il Mar Ligure forma la parte più settentrionale del Mediterraneo Occidentale, toccando con il Golfo di Genova i 44°26' di latitudine Nord. Dal punto di vista geomorfologico, il bacino ligure si può dividere in due parti molto differenti, tracciando un segmento congiungente Genova con Capo Corso: il Mar Ligure orientale, che interessa anche parte della costa toscana, presenta fondi caratterizzati da una notevole estensione della piattaforma e profondità massime non superiori a mille metri.

La porzione occidentale, al contrario, che interessa la costa ligure e francese, ha una piattaforma molto ristretta e grandi profondità in vicinanza della costa ed è caratterizzata da una ripida scarpata e da alcuni tra i più tipici canyons sottomarini del Mediterraneo. Una grande superficie di fondo marino si estende al di sotto della batimetrica di 2000 m e continua ininterrotta alle medesime profondità fino all'Algeria e al Mare di Alboran (bacino algero-provenzale).

Gli studi di Geofisica e di Geologia Marina (Fannucci *et al.*, 1990) hanno messo in evidenza che il Mar Ligure è geologicamente costituito dalle propaggini settentrionali di due sistemi di bacini di diversa origine ed evoluzione. La zona ad Ovest di Genova, indicabile come Bacino Ligure s. s., è sotto molti aspetti una propaggine strutturale del Bacino Provenzale, mentre il settore orientale, situato ad est di Capo Corso, si presenta come un'area costituita da ampi bacini a substrato continentale.

I fondali sottomarini, a breve distanza dal litorale,come già detto, scendono velocemente a grande profondità, specialmente lungo la Riviera di Ponente, dove l'isobata di

200 metri corre a meno di 10 chilometri dalla costa e l'isobata di 2000 metri a meno di 20. L'arco del golfo ligure continua anche in profondità, come mostrano le isobate fino a 2000 metri (Fig. 1).

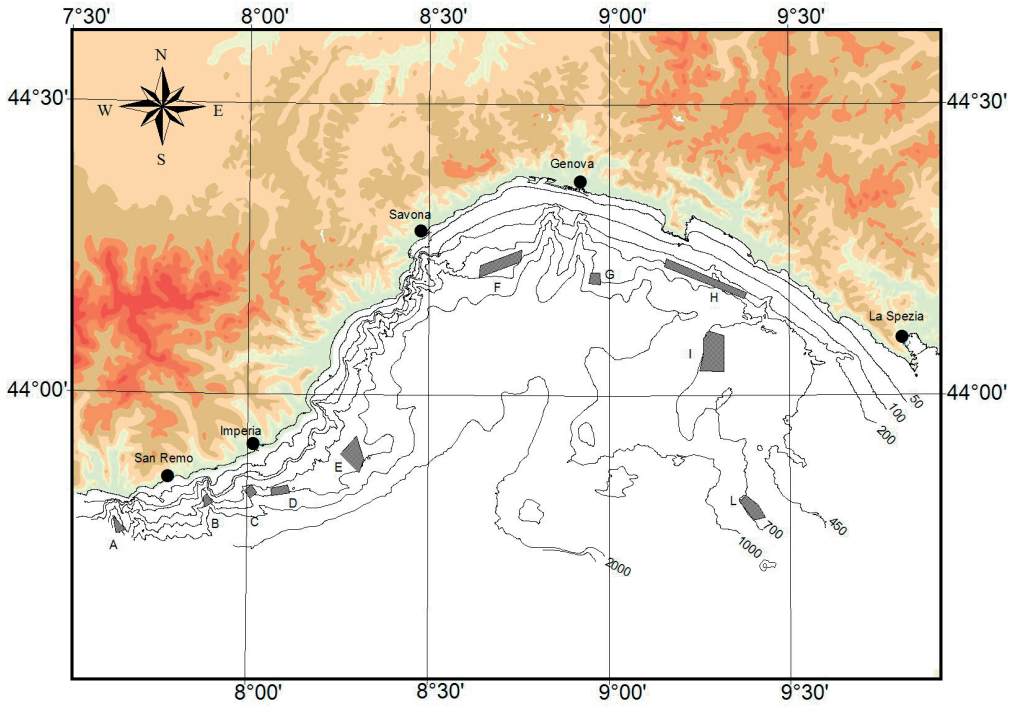


Fig. 1 - Andamento delle batimetriche nella parte centrale del Mar Ligure e principali zone di pesca di *A. antennatus*. A: Canyon di Ventimiglia; B: Canyon di San Remo; C: Canyon di San Lorenzo; D: Banco del Vapore; E: Banco; F: Banco tra Genova e Savona; G: Banchetto; H: Canyon di terra le rame; I: Banco di fuori le rame; L: Banco vicino a S. Lucia.

The main bathymetric lines of the central part of the Ligurian Sea and the main A. antennatus *fishing ground. A: Ventimiglia Canyon; B: San Remo Canyon; C: San Lorenzo Canyon; D: Vapore Bank; E: Banco Bank; F: Between Genoa and Savona Bank; G: Banchetto Bank; H: Di terra le rame Canyon; I: Di fuori le rame Bank; L: Bank close to S. Lucia.*

Nel settore occidentale, da Capo Mortola (IM) fino a Capo Arenzano (GE), i fondi della scarpata accessibili alla pesca profonda (fino a 700-800 m di profondità) sono pari a circa 1000 km^2, mentre quelli della piattaforma vengono stimati intorno ai 730 km^2, di cui circa 35% si trova entro la batimetrica dei 50 m, dove lo strascico è vietato. Nel settore centro-orientale da Capo Arenzano a Punta Bianca (SP), i fondi della scarpata sono pari a 2830 km^2, mentre quelli della piattaforma si estendono per 1320 km^2, di cui 450 circa entro i 50 m di profondità.

I fondali del settore di ponente sono i più scoscesi e accidentati, fatto che riduce in maniera consistente le aree disponibili alla pesca a strascico. Nel settore centro-orientale un ostacolo allo strascico è dato dalla presenza di affioramenti rocciosi su cui si impiantano i coralli bianchi *Madrepora oculata* L. 1758 e *Lophelia pertusa* L. 1758, in parte in tanatocenosi. La circolazione delle masse d'acqua in Mar Ligure è di particolare interesse perché costituisce il "motore" a cui è associata la ricchezza di vita delle acque del largo.

Fin dalla Spedizione Oceanografica Danese (1908-10) fu descritta la presenza di tre masse d'acqua: superficiale, intermedia e profonda. Lo strato superficiale di origine atlantica, arriva da Sud (corrente della Corsica), collegandosi direttamente al flusso in entrata che riguarda lo stretto di Gibilterra; l'acqua intermedia è chiamata Levantina perché proviene dal Mediterraneo orientale dove ha acquistato una temperatura e salinità maggiori delle altre due con cui è in contatto, cioè la parte inferiore dell'acqua superficiale e l'acqua profonda. Indirizzata dalle coste occidentali della Sardegna e della Corsica, la corrente superficiale punta a Nord verso Genova e da qui piega ad occidente seguendo l'arco della costa ligure.

La corrente liguro-provenzale, indicata di recente anche semplicemente come corrente settentrionale, risulta dalla somma della predetta corrente che scorre lungo la costa nord occidentale della Corsica con l'apporto delle acque del Tirreno che pure muovono verso Nord; quest'ultima componente presenta marcate oscillazioni stagionali.

Complessivamente la caratteristica più rilevante del Mar Ligure è una ben definita circolazione ciclonica (cioè un giro antiorario) che coinvolge sia l'acqua superficiale di cui si è detto (che gli oceanografi indicano, come MAW, Modified Atlantic Water) sia la sottostante massa dell'acqua intermedia (LIW, Levantine Intermediate Water).

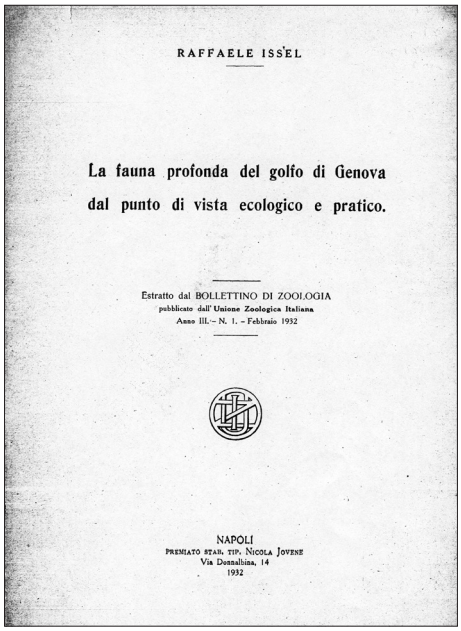
La corrente liguro-provenzale, un fiume d'acqua largo circa 20 km e profondo circa 150 m, che può arrivare a circa 1.6 milioni di m^3/sec, è presente tutto l'anno, sia pure con variazioni di intensità, e genera un fronte a sua volta ampio da pochi km a una ventina, che è stato oggetto di studi particolareggiati (Boucher *et al.*, 1987, Sournia *et al.*, 1990) dal punto di vista del trasporto verticale e dei suoi riflessi sugli organismi. Il fronte influenza la composizione e l'abbondanza delle comunità planctoniche e micronectoniche. Infatti, è composto da aree di divergenza e convergenza, in cui i movimenti dell'acqua verso l'alto producono arricchimenti di nutrienti, mentre i movimenti verso il basso veicolano plancton e particellato, consentendo lo sviluppo di popolazioni di filtratori a profondità inconsuete.

Il fronte ligure-provenzale è stato particolarmente studiato a livello delle popolazioni di mesozooplancton che vi fioriscono ed è nota una distribuzione preferenziale di alcune specie di copepodi. È probabile che molti altri consumatori, di dimensioni man mano più grandi lungo la catena alimentare, abbiano a loro volta una distribuzione influenzata dal fronte, come piccoli pesci consumatori di copepodi, pesci e cefalopodi consumatori dei piccoli pesci, predatori di vertice consumatori dei cefalopodi e dei pesci.

Materiali e metodi - La presente sintesi sulla pesca batiale ligure si basa sulle esperienze maturate localmente durante un arco di tempo di circa 80 anni.

I primi dati sulla pesca a strascico batiale furono forniti da un gruppo di studio dell'Istituto di Zoologia dell'Università di Genova, coordinato dal prof. Raffaele Issel (Fig. 2), con la serie di lavori "La biologia dei fondi a scampi", pubblicati dal 1930 prevalentemente sul Bollettino dei Musei di Zoologia ed Anatomia Comparata dell'Università di Genova. Issel suddivide il lavoro con Renato Santucci al quale affida scampi ed altri Crostacei Decapodi Reptanti e con Alessandro Brian (Fig. 3), al quale assegna lo studio dei Crostacei Decapodi Natanti mentre conserva per sè Cefalopodi e Pesci. Nei seguenti sei punti riassume il lavoro da svolgere:

1° - Esame della singola specie, destinato soprattutto a stabilire quali siano le associazioni biologiche caratteristiche del fondo a scampi.
2° - Esame del contenuto stomacale nei principali rappresentanti delle predette associazioni, allo scopo di ricostruire il ciclo alimentare, tenendo conto anche dei fenomeni di simbiosi e di parassitismo.
3° - Esame degli organi riproduttori, delle uova e degli stadi giovanili, per trarne qualche deduzione intorno alla maturità sessuale, al volume delle uova, etc., in relazione all'ambiente.
4° - Analisi eventuale dei caratteri di alcune specie con l'intento di stabilire se debbano o no considerarsi come razze locali nettamente individuate.

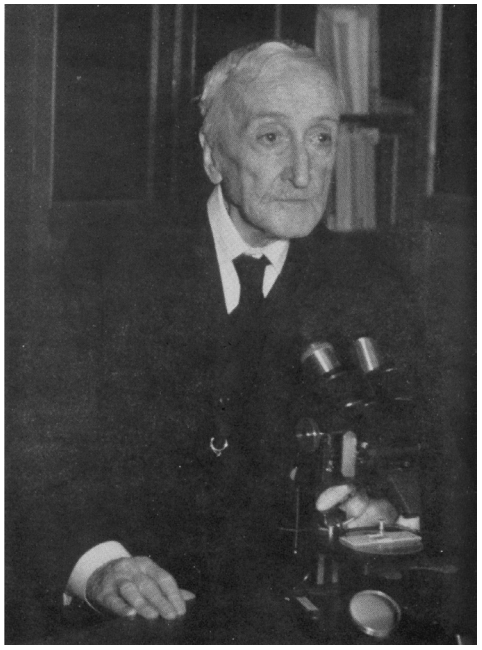

RAFFAELE ISSEL

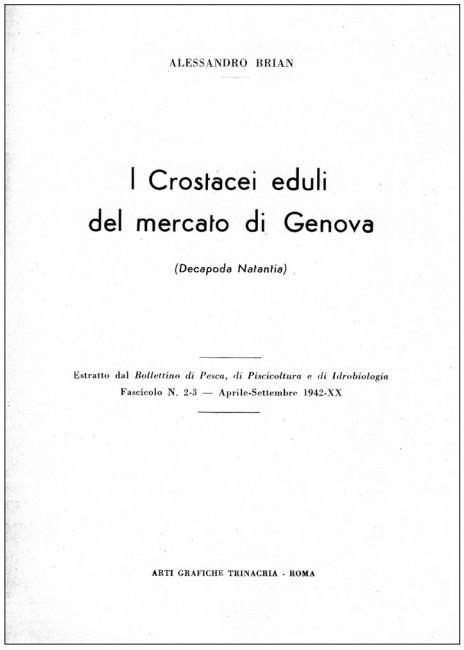
La fauna profonda del golfo di Genova
dal punto di vista ecologico e pratico.

Estratto dal BOLLETTINO DI ZOOLOGIA
pubblicato dall'Unione Zoologica Italiana
Anno III.– N. 1. – Febbraio 1932

NAPOLI
PREMIATO STAB. TIP. NICOLA JOVENE
Via Donnalbina, 14
1932

Fig. 2 - Sulla sinistra Raffaele Issel e sulla destra la copertina di un suo lavoro sulla fauna batiale nel Mar Ligure.
Raffaele Issel (left) and the cover of one of his important works on Ligurian bathyal fauna (right).




ALESSANDRO BRIAN

I Crostacei eduli
del mercato di Genova

(Decapoda Natantia)

Estratto dal *Bollettino di Pesca, di Piscicoltura e di Idrobiologia*
Fascicolo N. 2-3 — Aprile-Settembre 1942-XX

ARTI GRAFICHE TRINACRIA - ROMA

Fig. 3 - Sulla sinistra Alessandro Brian e sulla destra la copertina della prima importante pubblicazione sui gamberi della Liguria.
Alessandro Brian (left) and the cover of the first work on red shrimps in Liguria (right).

5° - Condizioni fisiche e chimiche dei fondi popolati dalle associazioni biologiche in parola.
6° - Eventuali deduzioni d'ordine pratico.

Le osservazioni di Brian si estendono fino agli anni cinquanta, soprattutto col monitoraggio dei gamberi sbarcati a Genova. Da segnalare che tutti gli studi sono stati fatti su materiale sbarcato: per quanto noto, sembra che gli studiosi non siano mai saliti sui pescherecci per partecipare a campagne di pesca in Mar Ligure.

La raccolta di dati a mare inizia nel 1970 con le ricerche del nostro Laboratorio di Biologia Marina ed Ecologia Animale a bordo dei m/pesca di Santa Margherita Ligure e Sanremo (descrizioni faunistiche, biologia ed ecologia delle specie) e dal 1977 al 1981 con campagne scientifiche di pesca a strascico, realizzate nell'ambito dei programmi finalizzati "Oceanografia e fondi marini" (cicli nictemerali, rendimenti orari delle principali specie) (Relini Orsi *et al*., 1982), soprattutto nelle zone indicate in Fig. 4. Dal 1985, grazie ai fondi della 41/82, gran parte delle ricerche sullo strascico in Liguria fanno parte di programmi nazionali per la valutazione delle risorse demersali (GRUND. gruppo nazionale demersali) condotte contemporaneamente in tutti i mari italiani con il medesimo protocollo ed un coordinamento nazionale (vedi in particolare Relini, 1998b). In Fig. 5 sono indicate le zone di competenza delle 11 Unità Operative nel 1994. Durante il 1° Piano triennale, cioè negli anni 1985-86-87 sono state effettuate 6 campagne (1 in primavera e 1 in estate per ciascuno anno) (Relini, 1988). Il campionamento ha seguito uno schema casuale stratificato. All'interno di cinque strati batimetrici (0-50, 50-100, 100-200, 200-450, 450-700 m) sono state sorteggiate cale in numero proporzionale all'estensione dello strato per un numero complessivo in Liguria di 48 per campagna.

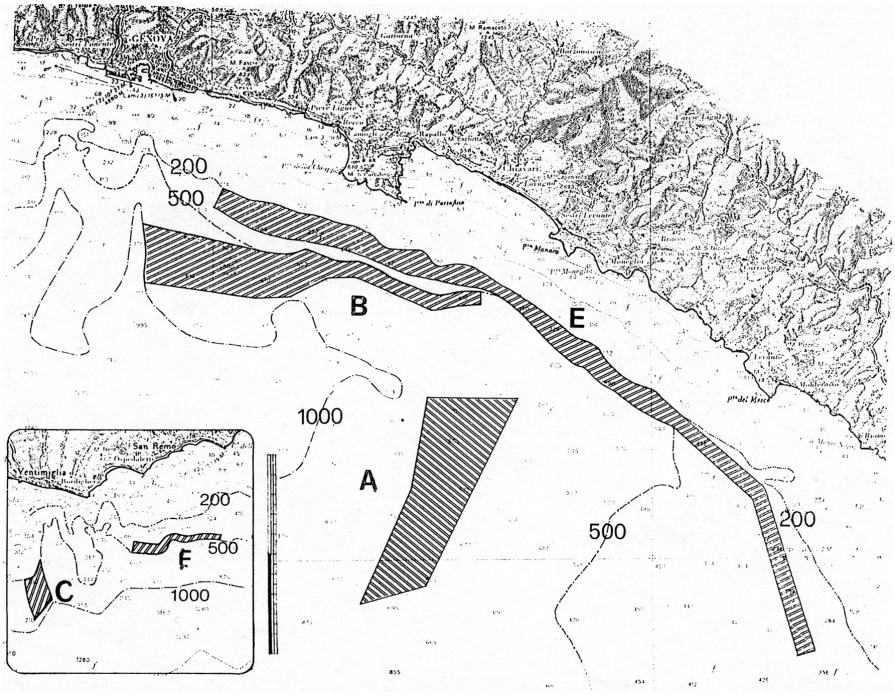


Fig. 4 - Aree di pesca delle campagne a strascico nel periodo 1977-79. Nelle zone A B C si svolgeva la principale pesca dei gamberi rossi in periodo estivo-autunnale.

Otter trawl fishing grounds covered by surveys carried out during the period 1977-79. The main fishery for red shrimps occurred in zones A B and C during summer and autumn.

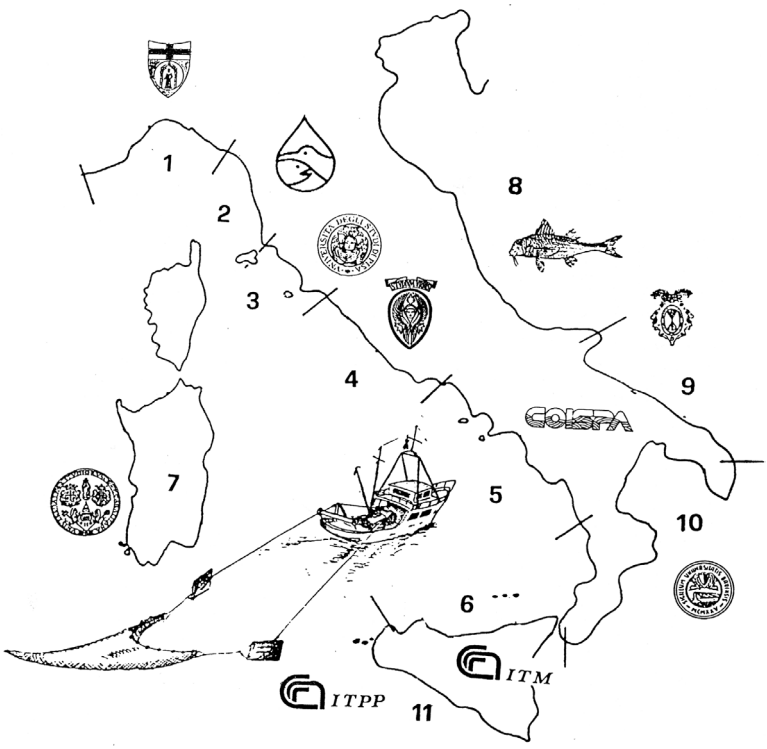


Fig. 5 - Distribuzione delle aree di competenza delle 11 Unità Operative che dal 1994 costituiscono il Gruppo Nazionale per le Risorse Demersali.

Distribution of the areas covered by the eleven Operative Units of the Italian Group for the Evaluation of Demersal Resources since 1994.

Nel corso del secondo piano triennale (1990-93) sono state effettuate 3 campagne all'anno (primavera, estate ed autunno) a partire dall'autunno 1990 fino all'autunno 1993. Cale aggiuntive e campagne invernali sono state effettuate nello stesso periodo con finanziamenti della Comunità Europea e pertanto sono disponibili informazioni per ciascuna stagione. Le strascicate sono state effettuate nelle stesse cale nelle diverse stagioni dell'anno. Nel corso del terzo piano triennale, limitato a due anni (1994 e 1995) è stata effettuata una campagna primaverile ed una autunnale, per ciascun anno. Il campionamento era basato sullo schema casuale stratificato del 1° piano triennale con 20 cale per campagna. Durante il 4° piano triennale (1996-98) sono state effettuate 3 campagne autunnali (40 cale per anno) seguendo lo schema casuale stratificato dei precedenti programmi, modificato (Relini, 1998 a,b) nei limiti del primo (da 0-50 a 10-50 m), del quarto (da 200-450 a 200-500 m) e quinto strato (da 450-700 a 500-800 m), per uniformità con un programma comunitario di recente avviato. Infatti nel 1994 per volontà della Direzione Generale Pesca della U.E. è iniziata una importante campagna internazionale a strascico denominata MEDITS (Mediterranean International Trawl Survey, vedi Bertrand *et al.*, 1997, 2000 a).

Questa ricerca, finanziata al 50% dalla CE, ha coinvolto Spagna, Francia, Grecia, Italia ed in seguito (1996) Albania, Croazia, Malta e Slovenia. Vale la pena ricordare che tutti i paesi operano in mare nello stesso periodo dell'anno seguendo protocolli

comuni con metodologie standardizzate. Il protocollo è simile a quello di GRUND con un coordinamento nazionale ed uno internazionale e periodiche riunioni per analizzare i dati.

Dal 2002, con l'entrata in vigore del regolamento CE n° 1543/2000 che disciplina la raccolta dati sulla pesca dei paesi comunitari, sia GRUND che MEDITS sono stati ristrutturati e ridotti, con perdita di numerose cale.

In precedenza nell'ambito dei piani triennali, con finanziamenti nazionali e successivamente comunitari, sono stati monitorati gli sbarcati commerciali delle strascicanti dei principali porti pescherecci del litorale ligure (Tab. 1). A Santa Margherita Ligure i rilevamenti sono stati effettuati dal 1987 al 1998. I rilievi dello sbarcato commerciale, condotti mediamente due volte al mese, hanno consentito la costituzione di serie temporali di dati mensili di cattura e sforzo di pesca per i principali porti pescherecci della Liguria.

I dati dello sbarcato sono stati comparati con i dati delle campagne a strascico.

Tab. 1 - Porti e periodi interessati dal rilievo degli sbarcati commerciali dello strascico.
Harbours and survey periods of commercial trawl landings.

Porto	**Periodo esaminato**
La Spezia	1987→1988 ; 1995→1997
Sestri Levante	1987→1988 ; 1995→1997
Santa Margherita lIgure	1987→1998
Genova	1987→1988 ; 1995→1997
Savona	1987→1988 ; 1995→1997
Imperia – Oneglia	1987→1988 , 1990→1993; 1995→1997
San Remo	1987→1988 ; 1995→1997

Principali biocenosi - Una sintesi sulle conoscenze delle biocenosi batiali e sulle associazioni ittiche ad esse legate è riportata in Relini *et al.* (1986).

È ben noto che la rete a strascico fornisce informazioni sulle associazioni presenti sui fondali; essa, infatti, oltre alla componente commerciale, permette di raccogliere anche numerosi macroinvertebrati, parte dei quali difficilmente potrebbe essere campionata in altro modo; è quindi particolarmente utile nello studio dei fondi strascicabili profondi.

Più volte, quindi, si è tentato di usare le catture dello strascico per descrivere delle comunità bentoniche, in particolare nel Golfo di Genova (Brian, 1930; Issel, 1931; Santucci, 1931, 1932; Rossi, 1958; Maurin, 1962, 1968; Tunesi e Peirano, 1985).

Lo studio delle comunità dei fondi da pesca è iniziato da parte del nostro gruppo di ricerca con osservazioni faunistiche sui fondi a scampi e a gamberi rossi a partire dal 1970 (Relini Orsi e Relini, 1971, 1972a,b, 1973; Relini Orsi, 1974). Inoltre, per alcune zone sono disponibili studi più dettagliati sulle biocenosi campionate con benna (Albertelli e Cattaneo, 1983, 1985; Albertelli *et al*., 1981, 1985; Cattaneo e Albertelli, 1983).

Nella fascia compresa tra i 50 e i 180 m, al Detritico Costiero (DC) si affiancano il Detritico Fangoso (DE) e quello del Largo (DL); quest'ultimo nella fascia del margine continentale (180-240 m) diventa predominante con la presenza di una grande quantità del crinoide *Leptometra phalangium* (J. Müller, 1841),(Peres e Picard, 1964, Peirano e Tunesi, 1986): questo ammasso viene chiamato dai pescatori "fienile". Su questi fondi si pescano con maggiore frequenza i giovani di *Merluccius merluccius* e *Micromesistius poutassou* e con adulti di *Zeus faber*, *Capros aper*, *Gadiculus argenteus* e *Lepidorhombus boscii*.

La fascia compresa tra 240 e 750 metri è caratterizzata dalla biocenosi dei Fanghi Profondi (VP) ed è risultata nel complesso fortemente deteriorata dall'attività dello strascico; con gli anni è infatti cresciuta la difficoltà di rinvenire specie dell'epifauna un tempo relativamente frequenti come *Isidella elongata* (Esper, 1788) o *Funiculina quadrangolaris* (Pallas, 1766); quest'ultima specie è praticamente scomparsa fino dagli anni 80.

Dai 240 metri la biocenosi dei Fanghi Profondi diventa dominante con specie come *Ophiocten abyssicolum*, che presenta densi popolamenti sul limite superiore di questa biocenosi; fino a 400-500 m si estendono i cosidetti fondi a scampi e potassoli, che sono caratterizzati anche dalla presenza di *Lesuerigobius friesii*, *Helicolenus dactylopterus*, grossi esemplari di *Parapenaeus longirostris, Plesionika heterocarpus, Munida intermedia* e *Palinurus mauritanicus.*

Più in profondità, fino ai 750 m, insieme a *Isidella elongata*, Cnidario divenuto particolarmente raro, specie caratteristiche che segnano il limite inferiore dei fondi attualmente strascicati sono *Geryon longipes* e *Aristeus antennatus*, *Aristaeomorpha foliacea, Calocaris macandreae, Dorhynchus thomsoni, Ergasticus clouei, Munida perarmata, Paromola cuvieri, Plesionika martia, Polycheles typhlops, Pontophilus norvegicus, Etmopterus spinax* (adulti), *Galeus melastomus* (adulti), *Notacanthus bonapartei, Nezumia schlerorhynchus*, oltre a grossi esemplari di *Merluccius merluccius* e *Phycis blennioides*. Tra i Cefalopodi si riscontrano frequentemente *Bathypolypus sponsalis, Neorossia caroli* e *Todarodes sagittatus.*

Ripetuti campionamenti negli anni '70 avevano consentito l'individuazione di alcune facies nell'ambito dei Fanghi Profondi: nella zona B (Fig. 4), posta tra 500-700 m e parallela al tratto di costa compreso tra Camogli e Genova, si rinveniva un lungo tratto compatto a *Isidella elongata*, mentre nella zona A il sedimento fangoso conteneva resti di Pteropodi ed ospitava con più frequenza *Thenea muricata* (Bowerbank, 1858) e *Gryphus vitreus* (Born, 1778) (sin. di *Terebratula vitrea*).

In base alle conoscenze fino ad ora acquisite nel Golfo di Genova, è possibile definire una suddivisione in due orizzonti (epibatiale e mesobatiale), come a suo tempo proposto da Pérès e Picard (1964) e da Relini Orsi e Relini (1982). Il limite batimetrico tra i due si trova a circa 450 m di profondità, in relazione ad una sostituzione della fauna rilevabile con lo strascico (Tab. 2).

Tab. 2 - Principali specie dell'epibatiale e del mesobatiale ligure.
Main epibathyal and mesobathyal species in the Ligurian sea.

Epibatiale 200-450	**Mesobatiale 450-700 (800)**
Nephrops norvegicus	*Aristeus antennatus, Geryon longipes*
Plesionika heterocarpus	*Plesionika acanthonotus, P. martia*
Munida intermedia	*Munida perarmata*
Pteroctopus tetracirrhus	*Bathypolipus sponsalis*
Micromesistius poutassou	*Mora moro*
Giovani di *Phycis, Galeus, Etmopterus*	Adulti di *Merluccius, Phycis, Galeus, Etmopterus*

Ad esempio, allo scampo dell'epibatiale si sostituisce nel mesobatiale il *Geryon longipes*, che sembra avere lo stesso comportamento territoriale, *Plesionika heterocarpus* è sostituita da *P. acanthonotus* e, soprattutto, da *P. martia*; a *Munida intermedia* subentra *M. perarmata*, tra i Cefalopodi *Pteroctopus tetracirrhus* è sostituito da *Bathypolipus sponsalis*; lo stesso avviene per diversi pesci, come in parte accennato in precedenza.

Qualche pescata effettuata al di sotto dei 700 m consentì di segnalare una mag-

giore presenza di, *Alepocephalus rostratus* e *Mora moro*, oltre a, *Paraliparis leptochirus*, *Polyacanthonotus rissoanus,Coelorhynchus vaillanti* (questa specie è oggi indicata col binomio *C. mediterraneus*; Iwamoto e Ungaro, 2002) e dei crostacei decapodi *Acantephyra pelagica* e *Policheles sculptus.* Ed ancora, alle maggiori profondità, *Lepidion lepidion, Cataetyx alleni, Cataetyx laticeps, Bathypterois mediterraneus.*

Vale la pena di ricordare che anche nei fondi batiali sono risultate profonde variazioni stagionali in termini di comparsa di giovani (reclutamento) o di concentrazioni di riproduttori così come variazioni pluriennali nella composizione delle specie normalmente catturate con la rete a strascico. In particolare, sono state descritte le variazioni della composizione del prodotto commerciale nelle sue categorie principali di *Aristeus antennatus, Phycis blennioides, Galeus melastomus* e *Geryon longipes* (Relini Orsi *et al.*, 1982).

Inoltre, i dati acquisiti sui macroinvertebrati e sui pesci dei fondi strascicabili risultano complementari a quelli ottenuti con benna o draga e consentono di migliorare le conoscenze sulla struttura delle comunità ed in particolare sui rapporti trofici. L'identificazione di maglie di vertice delle reti trofiche è stata tra i principali scopi delle nostre ricerche (si veda bibliografia).

Naviglio e catture - È estremamente difficoltoso ricavare dai dati statistici disponibili sia le informazioni riguardanti i natanti, sia quelle relative alle catture, anche perché spesso non vengono separate le catture dello strascico da quelle di altri attrezzi e soprattutto perché è difficile sapere quanti natanti operano, o hanno operato, nel batiale. Problematica è anche la separazione al mercato delle catture effettuate sulla scarpata rispetto a quella della piattaforma. Questa separazione è possibile solo da parte di personale qualificato che oltre a saper riconoscere le specie abbia una pluriennale esperienza della pesca locale. Nelle Tabb. 3 e 4 vengono forniti alcuni dati sul naviglio e sul numero di pescatori per barca agli inizi dello struscico profondo. Si può notare (Tab. 3) il basso valore del tonnellaggio complessivo in relazione al numero di natanti, nonché l'alto numero di pescatori per strascicante,riscontrati in passato.

Tab. 3 - Numero di natanti e di pescatori in Liguria nel 1925 e 1929 (da Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste, 1931).
Number of boats and fishermen in the Liguria in 1925 and 1929 (from Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste, 1931).

	1925		**1929**				
					Strascico		
	Naviglio pesca		**Naviglio pesca**		**Pescatori**	**Barche**	**Pescatori**	
	N°	t	N°	t	N°	N°	N°	N°medio/barca
IM	381	637	313	488	764	-	-	
SV	470	907	466	914	1571	5	42	8.4
GE	901	1618	1092	2627	2123	13	52	4
SP	1055	2032	1125	2066	1745	45	343	7.6
Totale	2807	5194	2996	6095	6203	65	437	

Nel 1948 a S. Margherita Ligure le motobarche e motopescherecci a strascico erano 26 per 625 t di stazza lorda e 130 pescatori, cinque per barca in media. (Brusa, 1950).

In tutto il circondario, da S.Margherita Ligure a Moneglia, i motopescherecci a strascico erano 70 per 808 t con 324 pescatori, 4.6 in media (Brusa, 1950). Sempre per il 1948 Brusa (l.c.) fornisce dei dati sui rendimenti orari dello strascico nei diversi mesi con valori che variano da un minimo di 4,3 kg/h in luglio ad un massimo di 10,7

kg/h in ottobre con un valore medio annuale di 8,09 kg/h. Per il 1970 l'Istat riporta 56 motopesca a strascico nel compartimento di Genova e 110 in tutta la Liguria, numero che è salito a 153 nel 1980 ed è sceso stranamente a 43 nel 1994 (Tab. 4). I nostri rilevamenti davano 101 barche a strascico nel 1984 ed 88 nel periodo 1995-97. I numeri tra parentesi nella colonna del 1984 indicano il numero di barche che pescavano a gamberi rossi in base alle nostre osservazioni.

Tab. 4 - Motopesca a strascico in Liguria dal 1970 al 1997 (dati ISTAT e nostri rilevamenti: N).
Otter trawlers in Liguria from 1970 to 1997 (ISTAT data and our data: N).

	1970		**1980**		**1984**	**1994**		**1995-7**
	n°	Tsl	n°	Tsl		n°	Tsl	
IM	30	693	31	721	36 (20)			23
SV	8	282	16	451	15 (2)			9
GE	56	1519	79	1484	37 (10)			39
SP	16	585	27	852	13 (2)			17
Tot.	*110*	*3079*	*153*	*3508*	*101 (34)*	*43*	*1307*	*88*
Fonte	Istat		Istat		N	Istat		N

In Tab. 5 sono riportate le catture per i diversi sistemi di pesca dal 1996 al 2005. Per lo strascico è difficile valutare l'andamento delle catture a causa delle "polivalenti", categoria nella quale era compresa anche l'attività a strascico,sia pur parziale. Comunque si osserva (Tab. 6), un netto calo delle catture totali (strascico più polivalenti) dal 2000 al 2005. Però la cattura media giornaliera per battello è aumentata (Tab. 7) (IREPA, 2007).

Tab. 5 - Catture (t/anno) per sistemi di pesca in Liguria dal 1996 al 2005 (dati Mipaf-Irepa).
Catches (t/year) using different fishing systems (vessels) in Liguria from 1996 to 2005 (Mipaf – Irepa data).

Sistemi	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**2005**
Strascico	1.245	1.098	901	837	824	865	874	1.224	1.464	1.558
Circuizione	2.726	3.486	2.389	3.494	3.325	2.033	2.179	3.309	1.833	1.307
Piccola pesca	1.823	1.980	2.744	3.009	3.875	2.751	2.231	2.063	2.078	1.709
Polivalenti	2.492	2.040	853	748	514	403	303	393	185	698
Palangari								321	212	99
Totale	*8.286*	*8.604*	*6.886*	*8.088*	*8.537*	*6.052*	*5.587*	*7.310*	*5.772*	*5.370*

Tab. 6 - Numero di barche, tonnellaggio, catture e giorni di pesca per battello dello strascico, polivalenti e totale del naviglio, dal 2000 al 2005 in Liguria (dati Mipaf – Irepa).
Number of boats, tonnages, catches and fishing days per boat in Liguria from 2000 to 2005 (Mipaf – Irepa data).

		2000	**2003**	**2004**	**2005**
N° battelli	Strascico	70	64	79	86
	Polivalenti	62	170	53	-
	Totali	788	618	595	565
Tsl (t)	Strascico	1958	1726	1985	2022
	Polivalenti	849	738	229	-
	Totali	5280	3848	3999	3859
Catture (t)	Strascico	824	1224	1464	1558
	Polivalenti	514	393	185	698
	Totali	8537	7310	5771	5370
Giorni/battello	Strascico	167	183	193	-
	Polivalenti	135	-	-	-
	Totali	149	138	130	-

Tab. 7 - Catture giornaliere per battello (kg) dal 2000 al 2005 (dati Mipaf – Irepa 2007).
Daily catches per boat (kg) of different fishing systems (vessels) from 2000 to 2005 (Mipaf – Irepa 2007).

	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Strascico	70.4	74.4	67.7	86.8	97.4	104.2
Volante	-	-	-	-	-	-
Circuizione	1630.3	1064.4	1046.9	807.9	888.5	642.8
Draghe	-	-	-	-	-	-
Piccola pesca	40.2	26.6	22.7	38.0	35.5	30.3
Polivalenti	57.5	58.6	58.0	37.8	50.0	104.8
Palangari	-	-	-	83.3	82.4	51.4
Totale	*72.6*	*52.0*	*52.0*	*84.3*	*70.4*	*65.5*

Su un prodotto complessivo della pesca ligure nel 2005 stimato dall'IREPA in circa 5400 t, le specie batiali, secondo una nostra valutazione, contribuiscono per un quinto, ma hanno il valore commerciale di un terzo del totale. Nel 2005 in Liguria (Tab. 6) hanno operato 86 strascicanti con una cattura totale annua di 1558 t e giornaliera per barca (Tab. 7) di 104,2 kg (IREPA, 2007); la maggior parte di queste unità ha la possibilità di operare anche nel batiale.

Per alcuni utili confronti più avanti vengono riportati alcuni dati di rendimenti di pesca rilevati durante le campagne di pesca e le osservazioni condotte sugli sbarcati in alcuni porti.

Ricerche svolte prima del 1977 - Come accennato nei Materiali e Metodi, i primi a pubblicare dati sulla fauna batiale ligure furono R. Issel, R. Santucci e A. Brian, che descrissero i fondi a scampi e potassoli illustrando singole specie. I loro principali lavori sono citati in bibliografia mentre le osservazioni sui gamberi rossi verranno riprese nell'apposito paragrafo.

Le nostre ricerche sui fondi strascicabili del batiale ligure iniziarono nel 1970 con osservazioni a bordo dei motopesca di S. Margherita Ligure e San Remo, grazie alla ospitalità di armatori e capipesca, i quali erano incuriositi dai nostri studi (es. riconoscimento dei sessi e stadi di maturità delle gonadi nei gamberi rossi) e talora sorpresi per il nostro interesse nei riguardi di organismi per loro di nessun valore (es. il piccolo pesce *Paraliparis*). Essi ci consentivano di esaminare con cura tutto il materiale che rimaneva dopo la cernita del prodotto commerciale e di prelevare quanto di nostro interesse prima che fosse ributtato in mare. Ci lasciavano anche esaminare e misurare il prodotto commerciale, in particolare i gamberi rossi sistemati nel frigorifero, estraendo una cassetta per volta in modo che il prodotto non si alterasse a causa del caldo estivo. Inoltre i pescatori, quando trovavano qualche animale inconsueto lo conservavano affinché potessimo esaminarlo. È stato così possibile raccogliere una grande mole di dati e segnalare per la prima volta vari organismi, soprattutto pesci e crostacei decapodi (si veda bibliografia) tra cui l'aragosta bianca *Palinurus mauritanicus* (Gruvel, 1911). Fu messa in evidenza anche la grande quantità dei rifiuti solidi, in gran parte provenienti dal traffico marittimo, presenti nelle pescate, che talora deterioravano in modo irreparabile il pescato (Relini, 1972 a,b; Relini *et al.,* 1989). In una comunicazione presentata al 4° Congresso SIBM di Lipari, si richiamò l'attenzione sugli scarichi della lavorazione del titanio di Scarlino. Infatti lo scarico di prodotti fortemente acidi tramite navi era stato autorizzato per alcuni anni al largo della Gorgona. A Lipari il comitato Benthos della SIBM, in seguito al nostro lavoro, con una mozione, richiamò l'attenzione dell'Autorità sui possibili danni ai fondali da pesca, che a quei tempi erano meno sfruttati di quelli antistanti Genova e Savona.

Solo con l'avvento dei programmi finalizzati del CNR fu possibile disporre del finanziamento necessario per pianificare la ricerca, passando da osservazioni occasionali e quasi amatoriali a un disegno di campionamento e all'applicazione di metodologie standard.

Ricerche svolte nel quinquennio 1977-81 - Nell'ambito dei programmi finalizzati del CNR "Oceanografia e Fondi marini, Risorse Biologiche", l'U.O. "Pesca batiale del Mar Ligure" avviò lo studio del prodotto pescato ai livelli più profondi della scarpata sfruttata dalla pesca a strascico, col supporto di un motopesca professionale. A tal fine furono scelte due aree da pesca mesobatiali (500-700 m), facilmente accessibili da S. Margherita Ligure, una (zona A) caratterizzata da un fondo a scarso pendio, coperto da fanghi con *Thenea muricata*, ed una (zona B) da un fondo scosceso a *Isidella elongata* (Fig. 4). Il programma iniziale prevedeva campionamenti a intervalli regolari, svolti nelle diverse stagioni, utilizzando sempre lo stesso natante, ma esso fu in seguito ridotto, soprattutto per le esigenze e le consuetudini della pesca locale. Infatti la pesca mesobatiale veniva praticata in genere per sei mesi all'anno (metà primavera–metà autunno); con la cattiva stagione molti equipaggi usavano tagliare la parte consumata dei cavi, in coincidenza con lo sfruttamento di areali meno profondi, e rinnovarli soltanto alla primavera successiva. Si effettuarono complessivamente, nelle zone indicate, 37 giornate di pesca e 240 ore di strascico, utilizzando la medesima attrezzatura: il motopeschereccio "Lavoratore 2", di S. Margherita Ligure, di 54,25 t di stazza lorda, motore Ansaldo da 200 Hp, ecoscandaglio e radar; velocità media di strascico 2,5-3 nodi; rete di tipo italiano, con 770 maglie alla bocca e 550 al sacco di 16 mm di lato; altezza alla bocca di circa 1 m; piombi n. 10 da 1 Kg; galleggianti n.60 sfere in vetro da 15 cm di diametro; cavi 1800 m; calamenti 300 m; divergenti 160×90 cm. Le pescate (1978-81) avvenivano tra l'alba ed il tramonto, secondo le consuetudini locali di pesca. Durante la campagna 1977 sono state effettuate pescate in varie condizioni di luce (alba, mezzodì, tramonto, notte) (Relini, 1978/1981). Risultò che i rendimenti di pesca sono influenzati dal ciclo nittemerale e che il gambero rosso *A. antennatus* è la specie che presenta le variazioni più importanti (Tab. 8).

Tab. 8 - Rendimenti della pesca (kg/h) mesobatiale nel ciclo nittemerale (da Relini, 1978/81).
Catch (kg/h) of mesobathyal trawl fishery during a nychthemeral cycle (from Relini, 1978/81).

a= alba m= mezzodì t= tramonto n=notte
a= sunrise m= noon t= sunset n= night

	Prodotto commerciale				Galeus				Geryon			
Zona A	**a**	**m**	**t**	**n**	**a**	**m**	**t**	**n**	**a**	**m**	**t**	**n**
4/6/77	11.27	6.97	4.87	8.43	2.91	0.73	0	1.13	2.34	2.07	2.36	2.26
13/7/77	14.85	16.58	15.5	19.97	8.05	8.90	10.03	7.60	2.95	3.67	2.30	3.20
8/8/77	8.26	14.33	9.02	5.20	3.31	5.76	2.50	0.80	2.82	3.22	2.40	2.72
27/10/77	16.37	16.12	-	-	6.85	3.82	-	-	1.88	2.53	-	-
Medie	12.68	13.50	9.81	11.20	5.28	4.80	4.10	3.17	2.29	2.87	2.35	2.72
Zona B	**a**	**m**	**t**	**n**	**a**	**m**	**t**	**n**	**a**	**m**	**t**	**n**
23/7/77	5.22	11.10	3.36	4.00	2.34	2.52	1.07	1.35	0.72	1.26	0.77	0.45
1/9/77	1.86	7.84	8.42	1.69	0	0	0.23	0	0.16	0.53	0.11	0.25
26/10/77	10.18	1.83	6.36	5.60	3.80	0.20	1.30	0.50	0.06	0.15	0.36	0.35
13/12/77	1.86	1.12	7.48	-	0.27	0	0.37	-	0.25	0.18	0.05	-
Medie	4.78	5.47	6.40	3.76	1.60	0.68	0.70	0.60	0.29	0.50	0.32	0.35

	Aristeus				Phycis				Altri gadiformi			
Zona A	**a**	**m**	**t**	**n**	**a**	**m**	**t**	**n**	**a**	**m**	**t**	**n**
4/6/77	2.2	3.3	0.96	0.75	0.88	1	0.95	1.03	0.4	0.4	0.53	0.93
13/7/77	0.35	1.3	0.15	0	2.63	1.73	2.07	2.33	0.72	0.76	0.6	0.5
8/8/77	0.71	3.02	0.19	0.38	1	1.30	0.38	0.68	0.53	1.07	0.2	0.93
27/10/77	2.74	3.21	-	-	2.33	2.20	-	-	1	2.26	-	-
Medie	1.5	2.7	0.4	0.35	1.7	1.55	1.13	1.34	0.66	1.12	0.44	0.7
Zona B	**a**	**m**	**t**	**n**	**a**	**m**	**t**	**n**	**a**	**m**	**t**	**n**
23/7/77	1.14	5.22	0.36	0.9	0.64	1.52	0.77	0.73	0.16	0.2	0.2	0.5
1/9/77	0.92	5.86	6.44	0.39	0.2	0.38	0.19	0.11	0.12	0.6	0.24	0.3
26/10/77	0	0	1.32	0.15	4.55	0.65	1.8	0.95	0.5	0.7	0.32	1.05
13/12/77	0	0.06	0	-	0.4	0.77	3.75	-	0.4	0	1	-
Medie	0.5	2.7	2.03	0.48	1.44	0.83	1.62	0.59	0.29	0.37	0.44	0.61

Le indagini biologiche riguardarono soprattutto la riproduzione e l'accrescimento delle più importanti specie di pesci e di crostacei con osservazioni anatomo-macroscopiche e microscopiche sulle gonadi (*Aristeus antennatus*, *Geryon longipes*, *Micromesistius poutassou*, *Phycis blennoides*) e con letture di età sulla sagitta dei Teleostei: per esse si rimanda alle note specifiche (vedi lavori riportati in bibliografia). Parimenti sono state avviate le ricerche sui contenuti stomacali e la ricostruzione delle diete e delle reti trofiche (Fig. 6).

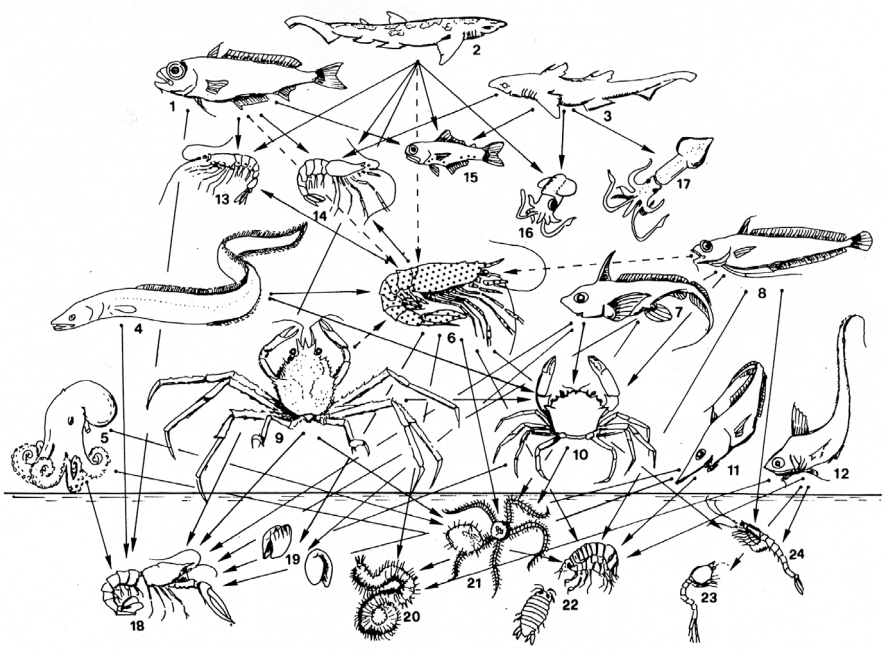


Fig. 6 - Rete trofica costruita sulla base delle conoscenze della dieta dei principali organismi dei fondi strascicabili del Mar Ligure sui quali si pesca il gambero rosso *A. antennatus* (da Relini e Orsi Relini, 1987).

Food web concerning A. antennatus *on the basis of present knowledge of the diet of the main organisms investigated on the Ligurian bathyal fishing grounds. 1)* Mora moro, *2)* Galeus melastomus, *3)* Etmopterus spinax, *4)* Conger conger, *5)* Bathypolipus sponsalis, *7)* Chimaera monstrosa, *8)* Phycis blennioides, *9)* Paromola cuvieri, *10)* Geryon longipes, *11)* Trachyrhynchus trachyrhynchus, *12)* Nezumia aequalis, *13)* Meganyctiphanes norvegica, *14)* Pasiphea miltidentata, *15) Myctophidae, 16)* Heteroteuthis dispar, *17) Teuthoidea, 18)* Calocaris macandreae, *19) Bivalvia, 20) Polychaeta, 21)* Ophiocten abyssicolum *and* Hemiaster expergitus, *22) Isopoda and Anphipoda, 23) Cumacea, 24) Mysidacea.*

Il prodotto commerciale complessivamente raccolto durante le campagne dei programmi finalizzati, ricondotto a cinque voci principali, era differente in A e in B per rendimento orario medio e composizione percentuale (Tab. 9), come ci si poteva attendere dalla diversa composizione biocenotica del fondale.

La Zona A fornì più *G. melastomus*; la zona B più gamberi rossi (per il 97,6% *Aristeus antennatus* e per il 2,39% *Aristaeomorpha foliacea*). Il teleosteo più importante in entrambe le zone risultò *Phycis blennoides*; *Geryon longipes* era più abbondante in A. La voce "altro prodotto commerciale" era costituita anzitutto da Teleostei: *Lophius piscatorius*, *Molva dypterygia macrophthalma*, *Conger conger*, *Mora moro* e individui

di età avanzata di *Micromesistius poutassou* e *Merluccius merluccius*; dal Decapode *Paromola cuvieri* e dal Cefalopode *Todarodes sagittatus*.

Tab. 9 - Composizione del pescato e rendimenti orari medi (R.o.m.) osservati nelle zone A e B (da Relini Orsi *et al.,* 1982).
Catch composition and average catch per hour (R.o.m.) in the zones A and B (from Relini Orsi et al., *1982).*

	ZONA A			ZONA B		
	Prodotto totale Kg	R.o.m.	% del Prodotto totale	Prodotto totale Kg	R.o.m.	% del Prodotto totale
Galeus melastomus	1205.9	7.7	49.2	280.2	2.3	27.3
Phycis blennoides	476.9	3.0	19.4	236.5	1.9	23.0
Geryon longipes	257.6	1.6	10.5	43.5	0.3	4.2
Aristeus antennatus	138.9	0.9	5.6	305.9	2.5	29.8
Altro prodotto edule	369.3	2.3	15.2	158.5	1.3	15.4
Totale	2448.6	15.6	100	1024.7	8.5	100

I rendimenti orari medi delle catture nelle due zone risultarono caratterizzati da una grande variabilità, nella quale incidevano sia fattori accidentali e temporanei, come quelli di ordine tecnico (armamento della rete, dei calamenti, etc.), meteorologico e idrologico (per es. correnti di fondo); sia fattori stagionali abiotici e biotici (es. variazione delle condizioni di illuminazione, disponibilità di alimento planctonico collegata alla produzione primaria), sia ancora fattori abiotici e biotici incidenti a più lunga scadenza (ad esempio diversa riuscita del reclutamento di singole coorti). Riunendo le catture ottenute in totali annuali e ricavando, in base alle ore di strascico effettuate, i rendimenti orari medi, è stato possibile osservare che da un anno all'altro i componenti del pescato non sono costanti (Fig. 7 e 8). In A si osservò un aumento delle catture dei pesci e una diminuzione di quelle dei Decapodi: mentre *A. antennatus* e *G. longipes* si riducevano, acquistava importanza *P. blennoides* e "l'altro prodotto edule", costituito come si è detto soprattutto da pesci. È molto difficile dare un'interpretazione di questa tendenza; in base alle osservazioni condotte in parallelo sui fondi epibatiali, possiamo ricordare che nel 1977 e nel 1979 si verificò un reclutamento più abbondante di *P. blennoides.* Sfortunatamente non si conoscevano, ed in parte tuttora non si conoscono, le aree di reclutamento e accrescimento dei giovani dei Decapodi sopracitati.

In B si osservò un miglioramento progressivo della resa della pesca dal 1977 al 1980, riguardante *G. melastomus, P. blennoides, A. antennatus* e il rimanente prodotto commerciale; l'unica frazione alquanto ridotta era formata da *G. longipes,* peraltro in questa zona non abbondante fin dall'inizio. Tale miglioramento potrebbe essere messo in relazione con una riduzione dello sfruttamento di questo fondale verificatosi durante il periodo di studio, perché la pesca epibatiale aveva progressivamente sostituito quella più profonda. La zona B non fu utilizzata nel 1981 per una pesca professionale, data la scomparsa repentina dei gamberi rossi, mentre nella zona A l'assenza si era verificata attraverso un processo graduale.

Per quanto riguarda le variazioni stagionali, bisogna notare che le catture estive erano nettamente migliori per quantità e qualità di quelle delle altre stagioni.

La presenza e l'assenza dei gamberi rossi, quindi, condizionava la pesca profonda. Finché ci furono gamberi la pesca mesobatiale in zona B fu redditizia. I suoi limiti erano quelli fissati nella tradizione ligure: deve trattarsi di pesca diurna (come si è visto in tab.8, i rendimenti dei gamberi rossi si riducono sensibilmente durante la notte, come

noi stessi avevamo constatato), e prevalentemente estiva, cioè limitata pressappoco al periodo giugno-ottobre. In termini economici, in zona B vi sono state dieci giornate redditizie e otto meno, la discriminante potendo stabilirsi in un rendimento di almeno 2,5 kg/h di *A. antennatus*, pari a un ricavo di lire 75.000/h (circa 38.8 euro, senza considerare quasi trent'anni di inflazione, nel 2007 il prezzo dei gamberi rossi liguri allo sbarco si aggira tra 50 e 60 euro/kg); le giornate del secondo gruppo si collocavano in mesi in cui nessun equipaggio ligure praticava la pesca profonda in quegli anni.

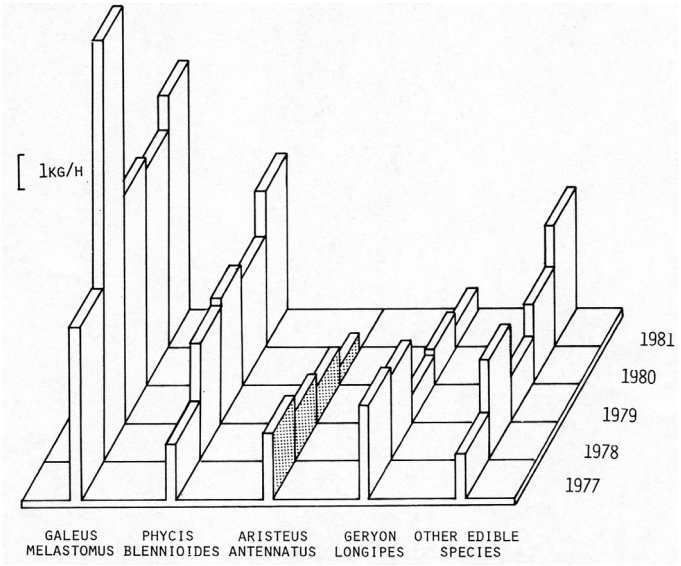


Fig. 7 - Variazioni annuali dei rendimenti orari (kg/h) delle campagne di pesca svolte dal 1977 al 1981 nella zona A (da Relini Orsi *et al.,* 1982).
Catch per hour (kg/h) of trawl surveys carried out from 1977 to 1981 in zone A (from Relini Orsi et al., *1982).*

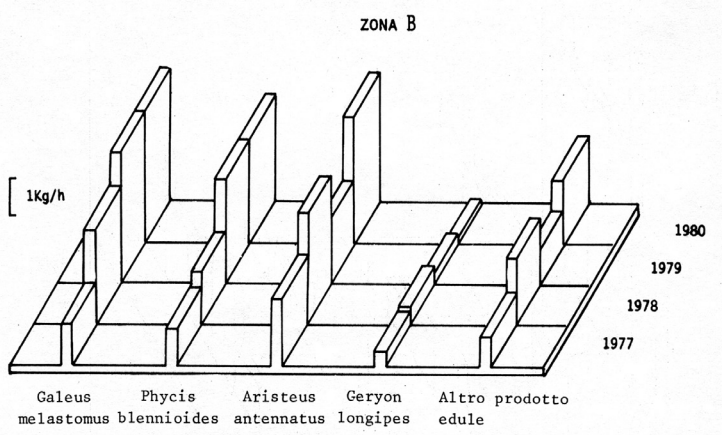


Fig. 8 - Variazioni annuali dei rendimenti orari (kg/h)) delle campagne di pesca svolte dal 1977 al 1981 nella zona B (da Relini Orsi *et al.*, 1982).
Catch per hour (kg/h) of trawl surveys carried out from 1977 to 1981 in zone B (from Relini Orsi et al., *1982).*

In zona A, all'inizio della nostra campagna, i rendimenti di *A. antennatus* erano bassi e, come si è già detto, gradualmente arrivarono a zero: tuttavia il pesce complessivamente raccolto era molto più abbondante che in B e nel periodo di studio migliorò qualitativamente per l'incremento dei Gadiformi e dell'altro pesce edule. Qui, tenendo conto del fatto che l'area consentiva durante la giornata tempi di strascico un po' maggiori che in B, e che le voci "minori" del prodotto commerciale erano più consistenti, la cattura redditizia poteva essere fissata in 2 kg di *A. antennatus* più 0,5 kg Teleostei/h nel 1977, oppure in 10,5 kg/h di Teleostei nel 1981, oppure nelle varie proporzioni di queste due frazioni, che assicuravano un ricavo di Lire 63.000/h. In base a questi parametri, delle 19 giornate effettuate in zona A, 9 giornate erano riuscite, 2 al limite, 8 non riuscite, queste ultime prevalentemente autunnali o invernali.

La pesca mesobatiale era quindi valida anche quando mancavano i gamberi rossi, a condizione di scegliere con accortezza aree e tempi di pesca. Occorre sottolineare l'importanza dell'esperienza e della tradizione locale, che sono essenziali per la riuscita della pesca. L'esperienza e l'abilità del capopesca erano ancor più importanti in quegli anni, in cui non si usavano ancora i GPS e non c'era la possibilità di registrare le coordinate del percorso delle cale.

Nonostante il grande successo non solo nazionale, i programmi finalizzati del CNR non furono rinnovati e, pertanto, venuta meno la fonte di finanziamento, le ricerche sul batiale furono interrotte. Le campagne di pesca a strascico ripresero solo nel 1985, con l'attuazione dei programmi previsti della legge 41 del 1982.

Ricerche svolte tra il 1985 e 1998 - Nell'ambito della legge 41/82, che reca misure per la razionalizzazione della pesca nei mari italiani, l'U.O. 1 del GRUND (Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale dell'Università di Genova) ha svolto studi sulla pesca a strascico nel tratto di Mar Ligure compreso tra Ventimiglia e la foce del fiume Magra, durante il periodo compreso tra il 1985 ed il 1998.

L'obiettivo primario della ricerca era la conoscenza dello stato di sfruttamento delle risorse demersali in Mar Ligure. Sebbene le specie di interesse commerciale pescate nell'area fossero circa 129, ripartite in 76 teleostei, 7 selaci, 22 cefalopodi e 24 crostacei (Relini *et al.*, 1998a), le indagini più approfondite sono state condotte sulle 10 specie bersaglio dei programmi nazionali di valutazione delle risorse demersali (Relini e Piccinetti, 1996) e cioè: *Merluccius merluccius* (nasello) *Micromesistius poutassou* (potassolo), *Mullus barbatus* (triglia di fango), *Phycis blennoides* (mostella di fondo), *Eledone cirrhosa* (moscardino bianco), *Octopus vulgaris* (polpo comune), *Aristaeomorpha foliacea* (gambero rosso), *Aristeus antennatus* (gambero viola), *Nephrops norvegicus* (scampo), *Parapenaeus longirostris* (gambero bianco). Le ricerche sulle risorse demersali sono state condotte seguendo due metodiche indipendenti e complementari: la campagna di pesca a strascico ed i rilievi limitati nel tempo dello sbarcato commerciale nei porti liguri.

Le campagne di pesca a strascico hanno permesso di raccogliere direttamente, con cadenza stagionale, informazioni sui rendimenti, sulle abbondanze e sulle caratteristiche biologiche delle principali specie oggetto di pesca (distribuzioni lunghezza-frequenza, rapporto sessi, relazione lunghezza-peso, accrescimento, maturità e ciclo riproduttivo, mortalità, etc.). Per maggiori dettagli si veda Relini (1998 a, b).

Dall'esame della Tab. 10, in cui sono riportati i rendimenti orari in kg del pescato commerciale delle campagne estivo-autunnali per anno e per strato, risulta che le campagne autunnali presentano solitamente i rendimenti più elevati dell'anno, in quanto, in tale stagione, reclutano alla pesca le principali risorse demersali dell'area. Ciò è evidenziato nelle Fig. 9 e 10, che illustrano, rispettivamente, le distribuzioni lunghezza-frequenza del nasello e della triglia.

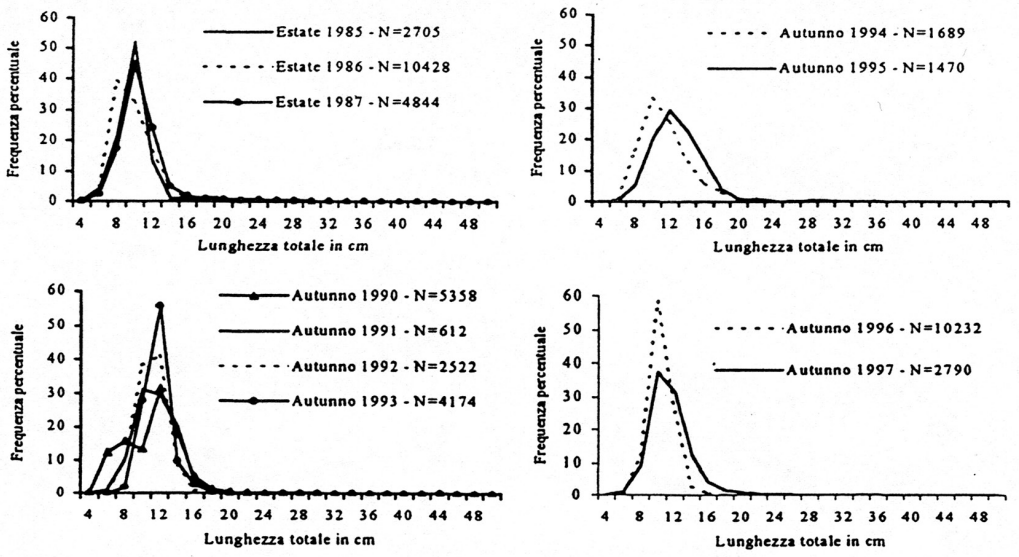


Fig. 9 - Distribuzioni lunghezza-frequenza percentuale di *Merluccius merluccius* catturati durante le campagne estivo autunnali (tutti gli strati) (da Relini *et al.*, 1998).

Percentage length-frequency distributions of Merluccius merluccius *caught during summer-autumn trawl surveys (all strata) (from Relini* et al., *1998).*

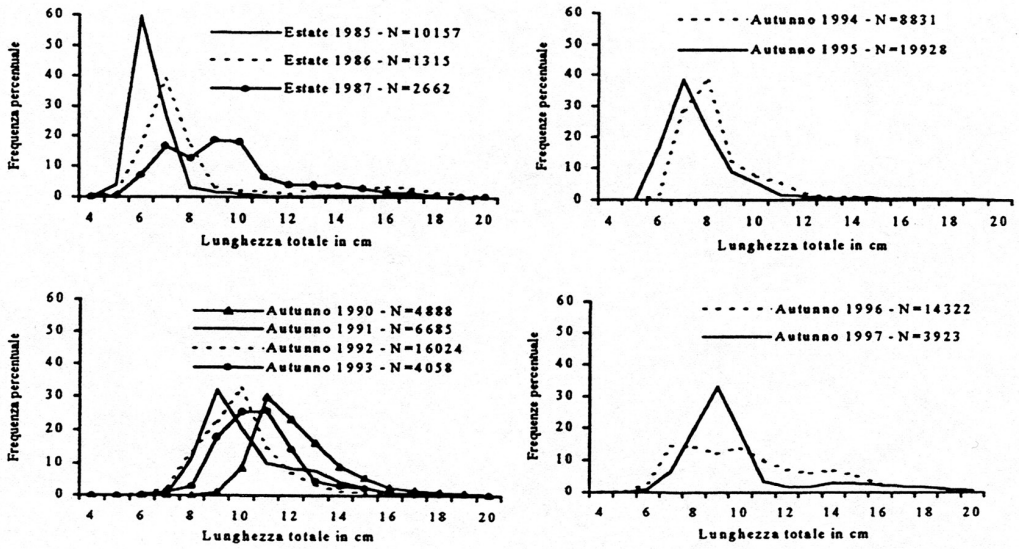


Fig. 10 - Distribuzioni lunghezza-frequenza percentuale di *Mullus barbatus* catturati durante le campagne estivo-autunnali (primi tre strati) (da Relini *et al.*, 1998).

Percentage length-frequency distributions of Mullus barbatus *caught during summer autumn trawl surveys (first three strata) (from Relini* et al., *1998).*

Tab. 10 - Rendimenti orari in kg del pescato commerciale delle campagne estive (*) o autunnali per anno e per strato.
Commercial catch (kg/h) per stratum during summer (*) or autumn surveys carried out from 1985 to 1998.

Anni	Pescato commerciale				
	0-50	50-100	100-200	200-450	450-700
1985*	27.0	16.3	9.1	16.2	19.9
1986*	17.2	14.4	12.2	12.9	12.3
1987*	17.1	10.7	7.6	24.9	15.8
1990	93.9	22.0		9.5	11.2
1991	78.6	7.7		12.0	5.3
1992	84.3	21.4		17.3	7.6
1993	46.5	13.1		13.9	7.2
1994	37.7	15.7	12.1	26.5	15.9
1995	17.5	61.7	38.2	41.5	20.1
1996	80.5	22.2	53.1	21.6	8.0
1997	30.1	13.3	15.0	20.6	13.0
1998	71.8	19.0	26.6	18.2	14.9

La maggior parte dei naselli catturati apparteneva al gruppo 0, con lunghezza modale intorno ai 8-10 cm di LT nelle campagne estive e 10-12 cm di LT in quelle autunnali (Fig. 9). Tali esemplari erano reclutati a circa 6 cm di LT tra la fine della primavera e l'inizio dell'estate e costituivano il principale reclutamento tra i due evidenziati sui fondi del Mar Ligure, quello che si verificava tra la fine dell'autunno e l'inizio dell'inverno, di norma, era meno consistente (Orsi Relini *et al.*, 1989a).

Anche le triglie di fango catturate in estate-autunno appartenevano per la maggior parte al gruppo 0, mostrando tra agosto e settembre una lunghezza modale di 6-7 cm LT, che diventava 9-11 cm in ottobre-novembre (Fig. 10).

Tab. 11 - Rendimenti orari in kg dei cefalopodi bersaglio delle campagne estive (*) o autunnali per anno e per strato.
Catch (kg/h) of target cephalopods per stratum and year during summer (*) or autumn surveys.

	Octopus vulgaris				*Eledone cirrhosa*				
Anni	0-50	50-100	100-200	200-450	0-50	50-100	100-200	200-450	450-700
1985*	0.8	0.3	0	0	0	1.4	1.0	0.2	0
1986*	1.3	0.3	0.1	0.1	0.1	0.4	0.7	0.1	0
1987*	1.5	0.2	0	0	0.1	3.4	1.2	0.8	0.1
1990	5.5	1.2		0	0.2	2.7		0.2	0
1991	6.9	0.3		0	0	1.4		0.4	0
1992	9.2	0.7		0	0	2.6		0.2	0
1993	7.2	0.8		0	0.1	0.6		0.5	0
1994	2.8	1.6	0.2	0	0	2.7	0.1	0.2	0
1995	6.3	0.4	1.3	0	0	4.4	2.0	0.9	0
1996	8.4	1.7	0.8	0	0	1.6	1.5	0.3	0
1997	6.8	1.5	0.4	0	0	0.9	0.7	0.3	0
1998	13.2	1.5	1.8	0	0	1.7	0.8	0.3	0

A differenza del nasello negli istogrammi della triglia erano evidenti altri gruppi che, in termini di età, sono interpretabili come gruppo 1+. Nell'estate del 1987 era presente un gruppo con lunghezza modale 9-10 cm di l.t., che può essere interpretato come una coda autunnale del reclutamento del 1986 (Orsi Relini e Arnaldi, 1986).

I rendimenti delle specie bersaglio delle campagne estivo-autunnali, per anno e per strato, sono riportati nelle tabelle 11, 12 e 13.

Per quanto riguarda lo sbarcato complessivo giornaliero per barca dei porti in cui la serie temporale di dati è più consistente, l'evoluzione delle catture risultava dif-

Tab. 12 - Rendimenti orari in kg dei teleostei bersaglio delle campagne estive (*) o autunnali per anno e per strato.

Catch (kg/h) of target bonyfish per stratum and year during summer (*) or autumn surveys.

Anni	Strati									
	0-50	**50-100**	**100-200**	**200-450**	**450-700**	**0-50**	**50-100**	**100-200**	**200-450**	**450-700**
	Mullus barbatus					***Merluccius merluccius***				
1985*	6.5	0.7	0.2	0	0	0.4	0.9	1.8	1.4	0.7
1986*	3.3	0.5	0.1	0	0	2.2	2.9	5.4	1.4	0.8
1987*	4.9	0.3	0.3	0	0	0.8	2.2	2.4	2.7	0.4
1990	23.3	1.3		0	0	0	8.2		0.8	0.4
1991	27.9	0.5		0	0	0	1.7		0.4	0
1992	41.9	1.6		0	0	0	4.9		1.2	0.4
1993	16.2	1.9		0	0	0	2.3		4.4	0.2
1994	20.8	0.3	0.7	0	0	0.1	5.2	2.3	0.6	0.6
1995	6.1	0.4	0	0	0	0	4.5	2.1	2.5	1.8
1996	42.2	3.0	0.9	0	0	0	1.7	31.1	1.8	0.4
1997	8.6	1.4	1.0	0	0	0.3	1.2	0.6	2.1	0.1
1998	13.1	0.7	0.2	0	0	0.3	4.0	8.0	1.1	0.4
	Micromesistius poutassou					***Phycis blennoides***				
1985*	0	0	0.6	4.3	0.7	0	0	0.2	1.5	3.1
1986*	0	0	0.1	2.9	0.5	0	0	0	1.5	1.8
1987*	0	0	0.1	9.7	2.3	0	0	0	2.1	2.4
1990	0	0.1		1.4	0.6	0			0.4	0.9
1991	0	0.2		2.7	0.1	0			1.3	0.4
1992	0	0.5		5.5	0.2	0			1.6	0.7
1993	0	0		3.1	0.2	0			0.7	0.6
1994	0	0	0	4.3	0.4	0	0	0.2	1.7	1.0
1995	0	7.8	33.9	7.6	1.0	0	0	0.3	1.1	1.0
1996	0	0	0.1	1.4	0.1	0	0	0.2	1.1	0.7
1997	0	0	0	2.1	0	0	0	0.2	1.2	1.1
1998	0	0	0	2.1	0.2	0	0	0.1	0.5	0.9

Tab. 13 - Rendimenti orari in kg dei crostacei bersaglio delle campagne estive (*) o autunnali per anno e per strato.

Catch (kg/h) of target crustaceans per stratum and year during summer (*) or autumn surveys.

Anni	***Parapenaeus longirostris***			***N. norvegicus***		***A. fol.***	***A. antennatus***	
	50-100	**100-200**	**200-450**	**200-450**	**450-700**	**450-700**	**200-450**	**450-700**
1985*	0	0.1	0.1	0.3	0.6	0	0	0.1
1986*	0	0	0	0.3	0.5	0	0	0.3
1987*	0	0.1	0.3	0.3	0.5	0	0	0.2
1990	0		0.1	0.6	0.3	0	0	0
1991	0.1		0.3	0.3	0	0.2	0	3.4
1992	0		0.2	0.4	0	0	0	4
1993	0		0.1	0.3	0.3	0	0	1
1994	0		0.	0.3	1.1	0.2	0	1.4
1995	0		0.1	2	0.9	0.4	0	1.9
1996	0		0	1.4	0.6	0	1.1	0.7
1997	0		0	1.3	0.8	0	0	0.4
1998	0.1	0.1	0.3	0.7	0.7	0	0.1	0.6

ferente nelle due Riviere. Gli sbarcati della flottiglia di Imperia-Oneglia (Riviera di Ponente) diminuiscono dal 1990 fino al 1997; quelli di S. Margherita Ligure (Riviera di Levante), invece mostrano un decremento dal 1987 al 1993, seguito da un incremento che ha riportato nel 1997 i valori a livelli simili a quelli dell'inizio delle osservazioni.

La formulazione di un modello globale basato sui dati di cattura e sforzo di pesca delle flottiglie liguri, nella versione "composita" proposta da Caddy e Garcia (1982), ha permesso nel 1997 una valutazione preliminare dello stato di sfruttamento dell'insieme delle risorse demersali dell'area (Relini *et al*., 1998a). I risultati, sintetizzati in tabella 14, forniscono, nel complesso, una visione meno negativa dello stato delle risorse rispetto ai modelli analitici e suggeriscono che il livello di sfruttamento di quegli anni era sostenibile per le marinerie di La Spezia e Savona, avrebbe potuto tollerare incrementi nelle aree di pesca delle marinerie di Santa Margherita Ligure e Sestri Levante (Tigullio), mentre una riduzione dell'intensità di pesca era auspicabile per le marinerie di Genova e Imperia-Oneglia.

Tab. 14 - Valutazione dello sfruttamento delle risorse demersali liguri mediante un modello composito di produzione. Per ogni marineria sono riportate la consistenza in n° di barche della flotta del 1997, l'estensione di aree di pesca, lo sforzo ottimale annuo in n° di barche per giornate di pesca, lo sforzo ottimale annuo in n° di giornate di pesca massimo per barca, lo sforzo annuo medio nel biennio 1996/97 e la variazione % dello sforzo annuo in giornate di pesca per barca per ricondurre le flottiglie allo sforzo ottimale (da Relini *et al*., 1998a).

Assessment of demersal resources using a composite production model. Data given refer to the n° of boats in each fleet in 1997, the extend of the fishing area, the annual optimal effort in term of n° of boat per n° of fishing days, the annual optimal effort in term of maximum n° of fishing days per boat, the annual average effort in the two-year period 1996-97 and the percentage variation of the annual effort in terms of n° of fishing days per boat to bring the fleets to optimal effort levels (from Relini et al., *1998 a)*.

Marinerie	Barche 1997	Area di pesca in mn^2	Sforzo opt.	Giorni per barca opt.	Sforzo corr.	Giorni per barca corr.	Δ % di sforzo opt.
La Spezia	20	363	3812	191	3632	182	4.9
Tigullio	27	657	6899	256	4476	166	54.1
Genova	7	74	777	111	1057	151	-26.5
Savona	9	169	1775	197	1647	183	7.7
Imperia	9	153	1607	179	1786	198	-10
San Remo	11	72	756	69	2123	193	-67.1

Ritornando alle osservazioni sugli sbarcati a S. Margherita Ligure, è stato fatto un primo confronto tra i rendimenti delle campagne di pesca e gli sbarcati del periodo dal luglio 1987 a dicembre 1993, in cui è stato censito per due giorni al mese lo sbarcato, come tipologia e numero di casse o loro frazioni. Si è quindi stimato il prodotto sbarcato in biomassa essendo noto il peso medio delle casse.

La composizione in specie dello sbarcato permette di distinguere le imbarcazioni che lavorano sui fondi batiali da quelle che pescano sui fondi neritici. Le barche che, nello stesso giorno, pescano nei due ambienti, costituivano circa il 10% della flottiglia (Massi *et al*., 1994).

La frazione più consistente della biomassa sbarcata dai pescherecci era costituita da *A. antennatus*, seguita da *M. potassou*, *M. merluccius*, *P. blennoides* e dall'insieme degli altri teleostei (Tab. 15).

Tab. 15 - Principali statistiche delle biomasse sbarcate (in kg/barca/giorno) a Santa Margherita Ligure nel periodo 1987-93 (da Fiorentino *et al.,* 1995).

Main statistic data of landings (kg/boat/day) at S.M.L. in the period 1987-93 (from Fiorentino et al., *1995).*

	MEDIA	DEVIAZIONE STANDARD	MEDIANA	MINIMO	MASSIMO
CPUS BATIALE	89.6	30.1	86.4	39.8	240.1
NASELLI	8.9	8.8	6.5	0	55.4
POTASSOLI	14.2	15.2	9.0	0	77.2
MOSTELLE	7.7	4.8	6.9	0	28.0
Altri TELEOSTEI	12.5	9.1	11.5	0	71.2
SELACI	5.1	4.9	3.5	0	24.5
SCAMPI	3.5	2.9	3.2	0	15.1
GAMBERI ROSSI	24.2	12.7	22.3	0	88.7
GAMBERI BIANCHI	1.4	1.9	0.8	0	11.4
Altri CROSTACEI	2.9	3.5	2.3	0	35.5
MOSCARDINI	3.9	6.2	2.5	0	59.8
Altri CEFALOPODI	4.2	3.7	3.4	0	20.6

I rendimenti orari medi delle pescate sperimentali erano costituiti soprattutto da teleostei "non bersaglio", da *M. poutassou*, da selaci, da *A. antennatus* e da cefalopodi "non bersaglio" (Tab. 16).

Tab. 16 - Principali statistiche descrittive dei rendimenti orari (r.o. in kg/h) delle campagne sperimentali nel periodo 1990-93 (da Fiorentino *et al*., 1995).

Main statistic data of catch per hour (kg/h) of trawl surveys in the period 1990-93 (from Fiorentino et al., *1995).*

	MEDIA	DEVIAZIONE STANDARD	MINIMO	MASSIMO
NASELLI	11.8	9.8	0.1	47.0
POTASSOLI	0.3	0.5	0	3.1
MOSTELLE	2.3	5.0	0	25.8
Altri TELEOSTEI	0.9	0.8	0	3.5
SELACI	2.4	2.1	0	12.2
SCAMPI	2.3	2.6	0	11.8
GAMBERI ROSSI	0.4	0.5	0	2.5
GAMBERI BIANCHI	1.1	1.7	0	2.2
Altri CROSTACEI	0.1	0.2	0	0.9
MOSCARDINI	0.4	0.4	0	1.8
Altri CEFALOPODI	0.4	0.8	0	4.1
r.o. BATIALE	1.0	1.7	0	10.8

L'andamento stagionale degli sbarcati e delle catture delle campagne di pesca nel periodo 1990/93 è presentato in Fig. 11. I valori più elevati di biomassa, sia della pesca commerciale che di quella sperimentale, sono stati ottenuti in primavera ed estate mentre i minimi in autunno ed inverno.

Per quanto riguarda le tendenze dello sbarcato commerciale, risultavano in decremento lo sbarcato totale, *A. antennatus*, *M. poutassou*, i selaci, *P. blennoides* e gli

altri crostacei. In aumento apparivano, invece, *E. cirrhosa*, *P. longirostris* e gli altri teleostei. Stazionari, infine, erano *M. merluccius*, *N. norvegicus* e gli altri cefalopodi. Esempi di tendenze sono illustrati in Fig. 12.

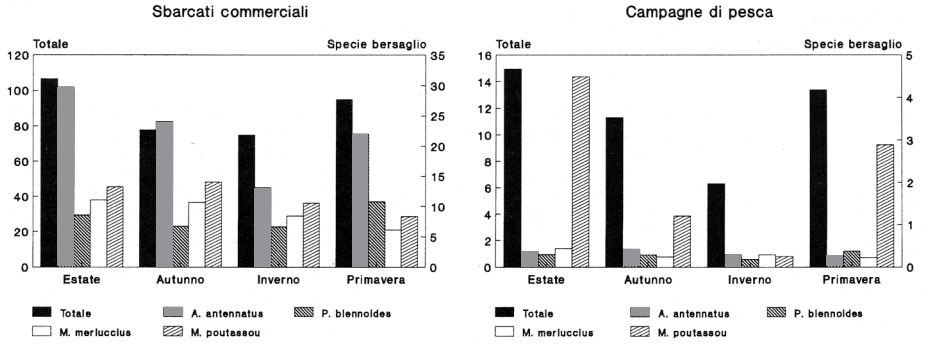


Fig. 11 - Andamento stagionale medio degli sbarcati totali (scala a sinistra) e di quattro specie bersaglio (scala a destra) e dei rendimenti delle campagne di pesca delle medesime categorie nel perido 1990-93. Gli sbarcati sono espressi in kg/barca per giorno, i rendimenti in kg/h (da Fiorentino *et al.,* 1995).

Left: commercial landings. Seasonal averages of total landings (scale on the left: kg/boat/day) and of four target species (scale on the right: kg/h). Right: trawl surveys, catch per hour and catch of four target species (kg/h) (from Fiorentino et al., *1995).*

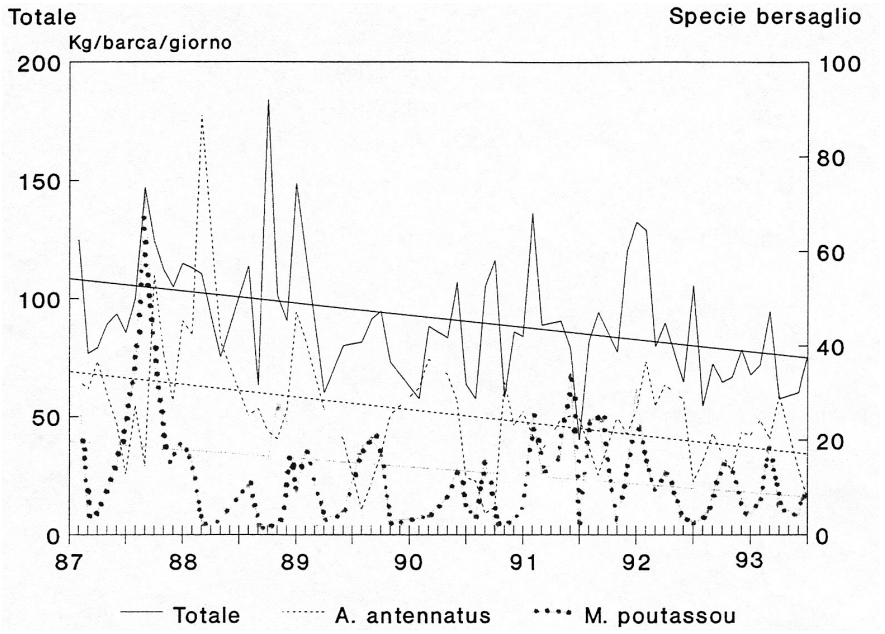


Fig. 12 - Andamento mensile e tendenza dello sbarcato giornaliero medio della pesca batiale. La scala a sinistra si riferisce allo sbarcato totale, quella a destra alle specie bersaglio (da Fiorentino *et al.*, 1995).

Monthly catch and trend of daily averages of bathyal catch landings. Left: the total landings (kg/boat/day); right: the landings of two target species (from Fiorentino et al., *1995).*

Gli andamenti dei rendimenti orari medi delle campagne di pesca (1990-93) presentavano livelli di cattura sostanzialmente stazionari (*P. blennoides* ed *E. cirrhosa*), altri presentavano un decremento (*A. antennatus* e *M. merluccius*), altri ancora mostravano un aumento (*N. norvegicus* e *M. poutassou*). Tuttavia tali tendenze non risultavano statisticamente significative con la tecnica della regressione lineare.

I dati raccolti con le campagne di pesca hanno permesso di valutare direttamente lo stato di sfruttamento delle principali risorse demersali dell'area mediante modelli analitici di produzione per recluta (Beverton e Holt, Thompson e Bell). In Tab. 17 sono riassunti i principali risultati delle valutazioni, riportati nelle relazioni inoltrate al Ministero ed in articoli scientifici. Ovviamente tutte queste considerazioni si riferiscono ai dati raccolti nel periodo 1985-1998.

Le valutazioni mostravano che, per migliorare lo sfruttamento delle tre specie di Gadiformi e soprattutto del nasello, si sarebbe dovuto realizzare una riduzione della mortalità della pesca di almeno il 30-40% del valore dell'epoca, sia se consideriamo come punto di riferimento gestionale la massima produzione (Y_{max}) sia se si sceglie come punto di riferimento la produzione marginale ($Y_{0.1}$) (Relini *et al.*, 1994; Relini *et al.*, 1996; Fiorentino *et al.*, 1998a). Altre specie, come la triglia di fango e il gambero viola, risultavano in equilibrio con il criterio della massimizzazione della produzione per recluta, mentre erano sovrasfruttate se si fa riferimento al criterio precauzionale della produzione marginale (Relini *et al.*, 1994; Relini *et al.*, 1996; Fiorentino *et al.*, 1998a).

Se i modelli analitici impiegati per valutare lo stato di sfruttamento delle principali specie demersali pescate in Mar Ligure suggerivano, almeno per le risorse longeve, una situazione di sovrappesca, l'analisi dello sbarcato commerciale aveva mostrato evoluzi-

Tab. 17 - Valutazione dello sfruttamento di alcune specie bersaglio in termini di tasso di sfruttamento. Le sigle ed i simboli indicano: GO=growth-overfishing (Individui catturati prima di aver fornito il massimo della produttività); RO = recruit-overfishing (eccesso di prelievo di riproduttori); E_{max} = tasso di sfruttamento (F/Z – frazione di mortalità dovuta alla pesca) che corrisponde a Y_{max}; $E_{0.1}$ = tasso di sfruttamento (F/Z) che corrisponde a $Y_{0.1}$ (Produzione per recluta marginale; E_c = tasso di sfruttamento attuale (da Relini *et al.*, 1998a).

Exploitation assessment of some target species based on exploitation rate. GO = growth-overfishing (Individuals caught before reaching peak productivity); RO =recruit-overfishing (excessive fishing breeders); E_{max} = exploitation rate (F/Z- fishing mortality) corresponding to Y_{max} (maximun yeld); $E_{0.1}$ = exploitation rate (F/Z) corresponding to $Y_{0.1}$ (marginal production per recruit, marginal yield); E_c = current exploitation rate (from Relini et al., *1998a).*

Specie	E_{max}	$E_{0.1}$	E_c	Δ % di E_{max}	Δ % di $E_{0.1}$	Stato di sfruttamento E_{max}	$E_{0.1}$
Merluccius merluccius	0.5		0.8	-38		GO	
Micromesistius poutassou	0.5	0.4	0.7	-28	-42	GO	GO
Mullus barbatus	0.6	0.4	0.6	0	-33	Equilibrio	RO
Phycis blennoides femmine	0.4	0.4	0.6	-33	-33	GO	GO
Aristeus antennatus femmine	0.5	0.2	0.5	0	-60	equilibrio	RO

oni di breve e medio termine differenti a seconda delle specie e delle aree (Fiorentino *et al.*, 1995; Relini *et al.*, 1996; Relini *et al.*, 1998a).

Nelle Tabb. 18, 19, 20, 21 sono riportati i valori dei rendimenti (kg/h e kg/km^2) delle diverse categorie di pescato per il Grund e Medits, quali valori medi per due trienni, 1996-1998 e 2000-2002. Vengono riportati anche i dati della piattaforma ai fini

di una comparazione con quelli della scarpata. I commenti che seguono riguardano il primo triennio.

Negli strati neritici, fino a 200 m di profondità, le catture più abbondanti risultavano costituite da Teleostei e da Cefalopodi, presenti essenzialmente con specie di interesse commerciale. Oltre alle specie bersaglio, erano abbondanti tra i Teleostei *Pagellus erythrinus* (pagello fragolino)*, Pagellus acarne* (pagello bastardo) e *Argentina sphyraena* (argentina) di cui sono state raccolte abbondanti reclute. Tra i Cefalopodi sono state catturate quantità cospicue di *Octopus salutii* (polpo stringa) ed *Illex coindetii* (totano) oltre a decapodi di piccola taglia.

Sui fondi batiali erano aumentati i rendimenti dei Crostacei, mentre erano diminuiti quelli di Teleostei e Cefalopodi che erano costituiti soprattutto da specie di scarto, in particolar modo da *Gadiculus argenteus* (pesce fico). I Selaci erano poco abbondanti in tutte le cale tranne che sui fondi mesobatiali dove si raccoglievano grandi quantità di *Galeus melastomus* (boccanera).

Mentre le specie commerciali che non appartengono ai gruppi fin qui esaminati (alcune specie di Molluschi Gasteropodi come *Bolinus brandaris* o murice spinoso e *Cassidaria* sp.) non sono mai stati abbondanti, arrivando ad un massimo di 0.45 kg/h, molto cospicue potevano risultare le catture dello "sporco", denominazione sotto la quale vengono inseriti tutti gli invertebrati che non rientrano nelle categorie precedenti ed il detrito vegetale. Nelle cale meno profonde tale frazione era estremamente impor-

Tab. 18 - Rendimenti medi (kg/h) delle diverse categorie di pescato nel triennio 1996-1998 e nel triennio 2000-2002, rilevati durante le campagne GRUND.

Average catches (kg/h) of different categories fished during GRUND surveys carried out in the three-year period 1996-1998 and 2000-2002.

	kg/h															
1996-1998	TELEOSTEI		SELACI		CROSTACEI		CEFALOPODI		TOTALE		ALTRO COMM.		SPORCO		RIFIUTI	
STRATO	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV
I	49,81	124,07	0,01	387,30	0,60	199,55	10,85	118,96	61,27	104,14	0,02	360,56	80,35	227,42	1,01	165,66
II	12,65	53,80	0,24	140,75	0,48	158,82	4,80	62,24	18,17	51,09	0,03	243,24	37,66	244,95	1,47	241,04
III	24,59	100,19	1,34	102,86	0,17	190,56	6,16	64,32	32,26	89,47	0,01	300,00	107,54	147,22	0,57	198,48
IV	17,41	98,35	5,27	90,48	2,03	63,87	3,14	73,76	27,86	71,71	0,01	217,21	2,23	110,24	0,24	226,89
V	3,37	114,73	7,41	84,53	1,71	81,23	0,76	128,70	13,25	78,79	0,00	670,82	1,31	362,75	0,08	303,21
PIATTAFORMA	29,70	144,13	0,40	210,28	0,46	195,97	7,44	116,95	38,00	120,13	0,02	308,37	70,21	208,87	1,08	226,47
SCARPATA	9,61	141,82	6,46	88,49	1,85	72,88	1,82	113,94	19,74	85,94	0,00	332,39	1,72	227,69	0,15	272,45
TOTALE	16,14	175,16	4,49	122,58	1,40	98,86	3,65	160,04	25,68	118,94	0,01	407,34	23,98	371,04	0,45	329,96

	kg/h															
2000-2002	TELEOSTEI		SELACI		CROSTACEI		CEFALOPODI		TOTALE		ALTRO COMM.		SPORCO		RIFIUTI	
STRATO	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV
I	30,06	86,02	0,11	374,17	0,36	157,07	5,30	93,86	35,82	80,04	0,03	244,20	2,25	126,09	8,32	240,78
II	9,53	113,90	0,04	374,17	0,31	167,53	2,09	42,62	11,97	92,73	0,01	212,84	4,57	186,83	1,33	135,05
III	19,65	86,14	0,47	290,57	0,38	222,21	3,59	46,04	24,10	72,49	0,00	0,00	65,28	115,10	0,13	81,62
IV	6,56	91,14	0,88	199,47	1,97	66,60	1,61	96,63	11,02	63,64	0,00	378,23	1,16	238,90	0,36	209,70
V	3,17	106,86	4,04	154,88	1,21	88,94	0,66	103,10	9,08	106,68	0,00	478,63	0,23	296,73	0,22	254,53
PIATTAFORMA	19,76	104,89	0,17	421,36	0,35	176,54	3,67	93,72	23,94	95,21	0,01	330,19	18,46	242,82	3,68	343,39
SCARPATA	4,68	106,59	2,63	191,25	1,55	80,00	1,08	114,56	9,94	86,57	0,00	483,39	0,65	304,02	0,28	231,41
TOTALE	9,41	149,82	1,86	233,11	1,17	103,79	1,89	130,88	14,33	111,01	0,01	490,57	6,23	421,42	1,35	534,09

tante, mentre la sua importanza decresceva all'aumentare della profondità; in molti casi nell'ultimo strato non era neppure presente.

Tra le specie bersaglio le catture più consistenti riguardavano: il nasello, soprattutto entro i 200 m di profondità; la triglia, particolarmente abbondante nel primo strato; il moscardino bianco, soprattutto nel secondo e terzo strato, lo scampo sui fondi epibatiali.

Potassolo, mostella e gambero viola sono stati catturati in quantità minori rispetto

Tab. 19 - Rendimenti medi (kg/km²) delle diverse categorie di pescato nel triennio 1996-1998 e nel triennio 2000-2002, rilevati durante le campagne GRUND.

Average catches (kg/km²) of different categories fished during GRUND surveys carried out in the three-year period 1996-1998 and 2000-2002.

kg/km²																
1996-1998	TELEOSTEI		SELACI		CROSTACEI		CEFALOPODI		TOTALE		ALTRO COMM.		SPORCO		RIFIUTI	
STRATO	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV
I	1241,69	131,60	0,21	387,30	16,39	208,98	242,93	108,55	1501,23	111,90	0,46	360,56	2133,91	245,22	23,57	162,21
II	264,96	54,38	5,14	145,13	10,79	160,86	100,77	63,30	381,65	52,70	0,66	240,18	762,04	242,92	30,49	240,49
III	488,38	99,15	26,59	102,58	3,34	190,86	122,83	64,13	641,14	88,56	0,11	300,00	2150,47	147,26	11,33	198,57
IV	355,34	98,35	107,55	90,49	41,48	63,88	64,18	73,76	568,55	71,72	0,19	217,21	45,44	110,25	4,84	226,89
V	78,55	114,49	172,81	84,59	39,86	80,94	17,74	128,69	308,96	78,69	0,01	670,82	30,78	363,29	1,79	302,90
PIATTAFORMA	692,19	160,99	8,19	206,52	11,22	214,06	160,54	112,90	872,14	135,00	0,45	310,27	1610,09	231,75	23,41	221,18
SCARPATA	201,56	137,70	143,81	90,56	40,58	73,12	38,38	110,74	424,33	82,34	0,09	331,22	37,29	240,25	3,15	268,25
TOTALE	361,02	196,18	99,73	125,08	31,04	100,17	78,08	156,89	569,87	132,38	0,21	412,35	548,45	407,65	9,73	324,09

kg/km²																
2000-2002	TELEOSTEI		SELACI		CROSTACEI		CEFALOPODI		TOTALE		ALTRO COMM.		SPORCO		RIFIUTI	
STRATO	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV
I	717,124	86,06	2,18214	374,17	8,31789	147,73	131,846	104,49	859,47	80,82	0,74338	244,45	53,5968	138,02	213,381	267,90
II	242,486	128,00	0,81845	374,17	6,68813	170,45	47,6377	43,29	297,63	107,72	0,16795	210,12	138,578	224,54	27,5409	131,24
III	389,776	85,63	9,41906	290,68	7,62373	222,47	71,4034	46,02	478,222	72,08	0	0,00	1304,83	115,20	2,49668	81,61
IV	134,029	92,78	17,7155	200,47	40,1124	67,23	33,0019	98,67	224,859	65,51	0,06647	378,38	23,1526	239,27	7,80979	215,92
V	74,0789	106,02	94,7718	153,58	28,6388	87,91	15,4206	102,91	212,91	105,60	0,01201	473,68	6,22617	320,09	5,18392	254,12
PIATTAFORMA	457,91	107,53	3,43	419,15	7,53	171,00	85,28	109,30	554,15	99,01	0,34	335,84	390,10	231,69	91,77	389,60
SCARPATA	100,72	104,40	60,52	193,31	33,74	78,40	23,23	112,20	218,22	88,54	0,04	479,82	13,75	293,89	6,35	234,38
TOTALE	212,72	155,81	42,62	236,16	25,52	102,07	42,69	147,67	323,55	116,73	0,13	506,66	131,76	403,91	33,13	611,60

Tab. 20 - Rendimenti medi (kg/h) delle diverse categorie di pescato nel triennio 1996-1998 e nel triennio 2000-2002, rilevati durante le campagne MEDITS.

Average catches (kg/h) of different categories fished during MEDITS surveys carried out in the three-year period 1996-1998 and 2000-2002.

kg/h																
1996-1998	TELEOSTEI		SELACI		CROSTACEI		CEFALOPODI		TOTALE		ALTRO COMM.		SPORCO		RIFIUTI	
STRATO	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV
I	42,63	47,81	0,00	0,00	0,55	187,56	5,02	100,77	48,20	46,04	0,01	203,47	16,94	218,01	0,47	284,28
II	36,81	87,18	0,82	300,00	0,57	130,59	3,00	85,71	41,20	78,22	0,30	215,81	36,86	214,07	2,38	189,35
III	18,78	44,60	0,87	133,65	0,17	109,04	5,13	73,80	24,95	35,23	0,02	244,95	2,92	107,03	0,65	128,99
IV	15,17	101,41	2,22	118,70	2,25	103,67	5,62	62,70	25,26	82,21	0,01	180,44	0,89	366,45	0,83	181,58
V	7,68	112,73	5,71	113,62	3,10	88,03	1,10	104,55	17,59	90,16	0,05	369,37	0,35	338,58	0,96	190,89
PIATTAFORMA	34,49	71,64	0,53	305,37	0,46	167,87	4,29	91,39	39,76	63,38	0,12	333,34	20,91	254,59	1,23	239,32
SCARPATA	10,96	114,08	4,18	129,39	2,73	94,28	3,08	108,41	20,95	87,70	0,03	399,70	0,58	396,58	0,91	186,14
TOTALE	18,80	109,77	2,96	162,64	1,97	121,39	3,48	102,26	27,22	82,89	0,06	413,68	7,36	432,84	1,01	214,17

kg/h																
2000-2002	TELEOSTEI		SELACI		CROSTACEI		CEFALOPODI		TOTALE		ALTRO COMM.		SPORCO		RIFIUTI	
STRATO	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV
I	63,19	73,60	0,09	282,84	0,78	169,85	7,62	102,71	71,68	72,81	0,05	282,84	0,46	157,62	0,00	0,00
II	101,70	106,41	0,45	282,84	0,76	175,02	5,66	48,68	108,57	99,26	0,02	141,42	109,02	256,91	0,00	0,00
III	45,15	56,71	0,75	182,77	0,37	112,36	17,75	99,60	64,02	51,38	0,11	0,00	0,88	93,70	0,00	0,00
IV	18,04	76,91	1,35	231,25	3,63	60,74	4,19	73,24	27,22	63,12	0,02	234,63	0,02	187,82	0,00	0,00
V	16,54	145,97	20,21	108,43	3,18	83,46	1,60	100,19	41,54	110,57	0,00	429,99	0,00	397,88	0,69	355,62
PIATTAFORMA	72,27	101,23	0,40	258,89	0,66	169,19	9,67	115,05	83,00	88,84	0,06	216,66	40,05	425,14	0,00	0,00
SCARPATA	17,17	117,98	12,25	156,10	3,37	72,93	2,70	98,09	35,49	104,31	0,01	314,93	0,01	275,97	0,40	471,94
TOTALE	35,27	146,14	8,36	198,57	2,48	99,31	4,99	148,65	51,09	109,84	0,02	303,93	13,16	744,02	0,27	578,03

agli anni precedenti, al contrario del gambero bianco. Il polpo comune era presente fino a circa 100 m, di solito con pochi individui di peso apprezzabile, mentre il gambero *A. foliacea* aveva rendimenti trascurabili.

L'analisi delle strutture di taglia e del rapporto giovani/adulti mette in evidenza

che per i gadiformi la maggior parte delle catture riguardava individui giovani, tranne che nello strato più profondo. Per individui giovani si intendono quelli che hanno taglia inferiore a 12 cm di lunghezza totale. Per la triglia erano molto abbondanti gli individui giovani (inferiori ai 10 cm LT) tanto nel primo quanto nel secondo e terzo strato, anche se si catturavano quantità apprezzabili di adulti. Individui giovani (LDM <4 cm) di moscardino bianco erano presenti solo nella campagna del 1998; stessa situazione si è riscontrata per il polpo.

Per le altre specie le percentuali di individui giovani erano contenute, come ad es. per lo scampo oppure assenti, per es. per i gamberi rossi. Per tutti i crostacei sono stati considerati giovani gli individui che avevamo una lunghezza del carapace inferiore a 2 cm.

Tab. 21 - Abbondanze (kg/km^2) delle diverse categorie di pescato nel triennio 1996-1998 e nel triennio 2000-2002, rilevati durante le campagne MEDITS.

Average catches (kg/km^2) of different categories fished during MEDITS surveys carried out in the three-year period 1996-1998 and 2000-2002.

kg/km^2																
1996-1998	TELEOSTEI		SELACI		CROSTACEI		CEFALOPODI		TOTALE		ALTRO COMM.		SPORCO		RIFIUTI	
STRATO	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV
I	430,94	45,85	0,00	0,00	5,62	190,72	50,46	101,20	487,02	44,66	0,11	203,59	183,72	221,63	4,92	283,30
II	394,64	84,79	8,98	300,00	5,60	116,02	31,11	81,64	440,34	76,28	3,27	219,14	476,11	236,29	28,86	195,29
III	183,62	49,26	7,49	128,24	1,62	105,70	50,00	74,56	242,73	37,26	0,25	244,95	27,29	99,34	5,88	124,27
IV	147,86	94,99	21,97	113,41	22,04	97,54	55,20	55,33	247,07	76,00	0,18	210,50	8,20	352,05	8,78	183,50
V	71,63	107,70	53,44	112,96	30,11	91,35	10,29	103,22	165,46	86,93	0,47	356,61	3,37	313,41	9,48	191,13
PIATTAFORMA	355,50	71,63	5,24	325,00	4,61	165,66	43,09	90,58	408,44	63,59	1,33	338,87	254,26	287,05	14,14	256,95
SCARPATA	104,98	109,22	39,67	126,76	26,58	94,56	29,94	103,84	201,17	83,36	0,34	372,22	5,49	374,66	9,17	186,34
TOTALE	188,49	111,10	28,19	160,00	19,26	121,32	34,32	99,76	270,26	82,86	0,67	417,42	88,41	488,85	10,83	231,16

kg/km^2																
2000-2002	TELEOSTEI		SELACI		CROSTACEI		CEFALOPODI		TOTALE		ALTRO COMM.		SPORCO		RIFIUTI	
STRATO	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV	MEDIA	CV
I	700,00	73,20	1,00	282,84	8,44	169,10	83,79	102,91	793,23	72,46	0,59	282,84	5,11	157,32	0,00	0,00
II	1076,87	105,11	4,77	282,84	8,14	175,80	60,07	49,01	1149,85	97,99	0,21	141,41	1140,21	256,23	0,00	0,00
III	446,28	57,06	7,54	183,36	3,65	115,55	179,26	100,45	636,73	52,71	1,10	0,00	8,38	97,06	0,00	0,00
IV	171,32	77,15	12,64	226,95	35,75	60,89	40,29	74,70	260,00	63,40	0,17	232,41	0,20	190,08	0,00	0,00
V	149,63	138,04	183,27	107,08	28,84	82,23	14,95	106,43	376,69	106,61	0,04	436,27	0,02	401,16	7,55	357,69
PIATTAFORMA	767,85	100,69	4,15	259,38	7,02	171,37	101,20	112,61	880,23	88,56	0,59	220,99	418,77	424,27	0,00	0,00
SCARPATA	158,79	111,78	111,23	154,37	31,76	72,17	25,65	101,27	327,42	99,50	0,09	310,67	0,10	278,69	4,36	474,59
TOTALE	358,78	151,19	76,07	196,13	23,64	97,70	50,46	151,72	508,94	113,30	0,26	315,12	137,57	742,60	2,93	581,23

Ricerche svolte dal 2000 al 2006 - Vengono qui fornite alcune informazioni per il triennio 2000-2002 l'ultimo in cui GRUND è stato finanziato nell'ambito della 41/82.

Al fine di un confronto con il triennio precedente 96-98 (nel 1999 non c'è stato finanziamento e quindi campagna di pesca) nelle Tabb. 18, 19, 20, 21 vengono riportati i rendimenti di pesca anche per la piattaforma. Dal confronto dei due trienni risulta un leggero aumento di tutte le categorie commerciali sia in piattaforma che in scarpata in base ai dati MEDITS e di riduzione con i dati GRUND. Questa anomalia potrebbe essere dovuta al fatto che negli ultimi anni la campagna GRUND è slittata nei mesi invernali (dicembre-gennaio), in cui notoriamente i rendimenti di pesca sono tra i più bassi dell'anno. Molto simili sono, invece, i valori MEDITS e GRUND nel triennio 1996-98

Nel corso del triennio (2000-2002) sono state seguite le stesse procedure ed utilizzati gli stessi pescherecci del periodo 96-98. Sono state pescate 111 specie di Teleostei, 7 di Selaci, 27 di Cefalopodi e 60 di Crostacei (Decapodi e Stomatopodi); tra queste sono state considerate commerciali 78 specie di Teleostei (70.3%), 5 di Selaci (71.4%), 21 di Cefalopodi (77.8%) e 27 di Crostacei (45.0%).

Negli strati neritici, fino a 200 m di profondità, le catture risultavano costituite in prevalenza da Teleostei e da Cefalopodi, presenti essenzialmente con specie di interesse commerciale. Oltre alle specie bersaglio, erano abbondanti tra i Teleostei *Pagellus erythrinus* (pagello fragolino)*, Pagellus acarne* (pagello bastardo) e due specie di sugarello *Trachurus trachurus* e *T. mediterraneus*. Tra i Cefalopodi sono state catturate quantità cospicue di *Octopus salutii* (polpo stringa) e buone quantità di *Illex coindetii* e *Todaropsis eblanae* (totani) oltre a decapodi di piccola taglia.

Sui fondi batiali erano maggiori rispetto alla piattaforma i rendimenti dei Crostacei, mentre erano minori quelli dei Teleostei e dei Cefalopodi costituiti, soprattutto da specie di scarto. Particolarmente abbondanti tra i Teleostei *Gadiculus argenteus* e pesci di profondità come *Coelorhynchus coelorhynchus*, *Hymenocephalus italicus* e *Nezumia aequalis* e tra i Cefalopodi, *Bathypolypus sponsalis* e *Pteroctopus tethracirrhus*. I Selaci erano poco abbondanti in tutte le cale tranne che sui fondi mesobatiali dove si raccoglievano discrete quantità di *Galeus melastomus*, mentre sulla piattaforma si è assistito ad una diminuzione nelle catture di *Scyliorhinus canicula* (gattuccio).

Tra le specie bersaglio le catture più consistenti riguardavano, come nel triennio precedente, il nasello, soprattutto entro i 200 m di profondità; la triglia di fango, in particolare nel I strato; il moscardino bianco, soprattutto nel II e III strato e lo scampo sui fondi epibatiali. Potassolo, mostella e gambero viola hanno mostrato una leggera tendenza alla diminuzione, anche se in qualche cala i rendimenti risultavano cospicui. Per contro erano leggermente aumentati i rendimenti del gambero rosa.

Il polpo comune era presente fino a circa 100 m, di solito con pochi individui di peso apprezzabile, mentre l'altro gambero rosso (*A. foliacea*) ha continuato ad essere praticamente assente sui fondali liguri dove era abbondante ai tempi dell'ultima guerra mondiale.

L'analisi delle strutture di taglia e del rapporto giovani/adulti aveva confermato che per il nasello la maggior parte delle catture riguardava individui giovani (lunghezza totale inferiore a 12 cm), soprattutto nel III strato e che gli individui più grossi erano e tuttora sono catturati sui fondi epi e mesobatiali. Per la triglia erano molto abbondanti gli individui giovani (inferiori ai 10 cm LT) soprattutto nel I e in quantità minore nel II strato, anche se si catturavano quantità apprezzabili di adulti. Individui giovani (lunghezza del mantello <4 cm) di moscardino bianco erano presenti soprattutto nel II strato (campagna del 2001). Molto scarsa era la presenza di individui giovani di polpo comune. Per le altre specie le percentuali di individui giovani erano contenute, come ad es. per lo scampo e per il gambero rosa oppure praticamente assenti, per es. per i gamberi rossi.

La situazione dello stato di sfruttamento delle principali specie rimaneva sostanzialmente invariata rispetto al precedente periodo di ricerca, anche se si osservava un leggero miglioramento per il nasello ed una tendenza più negativa per il potassolo. La triglia di fango (*M. barbatus)* era una delle specie in migliori condizioni e ciò probabilmente perché l'interdizione alla pesca dei fondi entro i 50 metri risultava efficace consentendo a buona parte dello stock di sfuggire alla cattura (Relini *et al*., 1996).

Il gambero viola (*A. antennatus*) nel triennio 2000-2003 non sembrava in condizioni di eccessivo sovrasfruttamento, probabilmente anche grazie al fatto che una parte delle imbarcazioni che tradizionalmente operavano sui fondi mesobatiali si era spostata, negli ultimi anni, su fondi meno profondi per la cattura di altre specie di valore commerciale. Infatti in quegli anni si osservava un aumento dei rendimenti dello scampo (*N. norvegicus*) sui fondi epibatiali e ad un notevole incremento delle catture del moscardino (*E. cirrhosa*) sui fondi neritici intorno ai 100 metri di profondità. Per le altre risorse, al contrario, si osservava una condizione di sovrasfruttamento, in particolare per il potassolo (*M. poutassou*) e per il nasello (*M. merluc-*

cius), che suggeriva l'opportunità di una riduzione dello sforzo di pesca di almeno un 30-40%. È da sottolineare comunque che la situazione del nasello si presentava leggermente migliorata rispetto al triennio precedente, pur rimanendo allarmante.

Dal 2003 il Grund è stato ristrutturato in sette GSA (suddivisione di gestione della FAO). Alla Liguria, che appartiene alla GSA 9 (Mar Ligure e Tirreno settentrionale) sono state assegnate 18 delle 115 cale previste per tutta l'area. C'è stata quindi una considerevole riduzione delle cale rispetto agli anni precedenti (18 contro

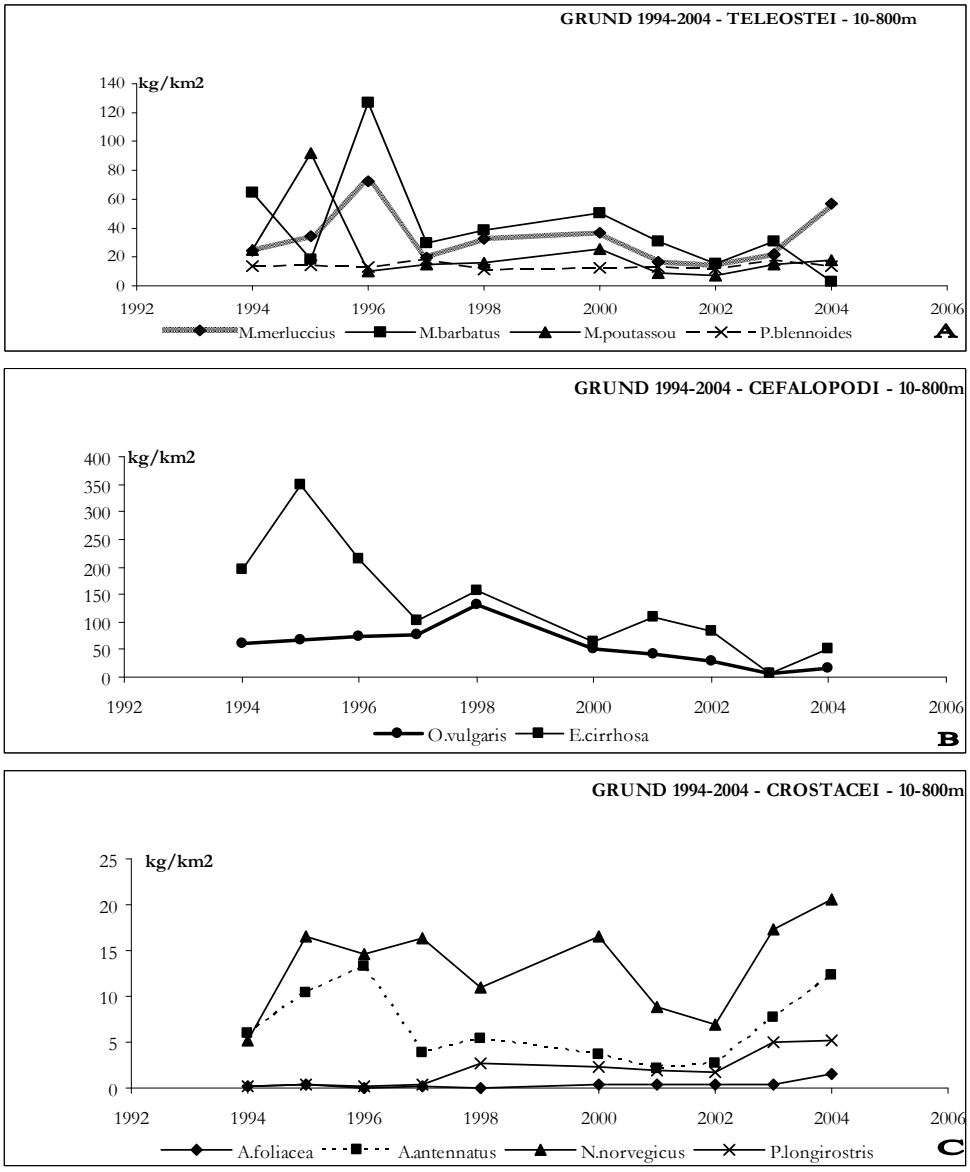


Fig. 13 - Abbondanze (kg/km^2) delle principali specie bersaglio rilevate durante le Campagne GRUND dal 1994 al 2004, sul totale degli strati (10-800 m).

Average catches (kg/km^2) of main target species monitored during GRUND surveys from 1994 to 2004, on all strata (10-800 m).

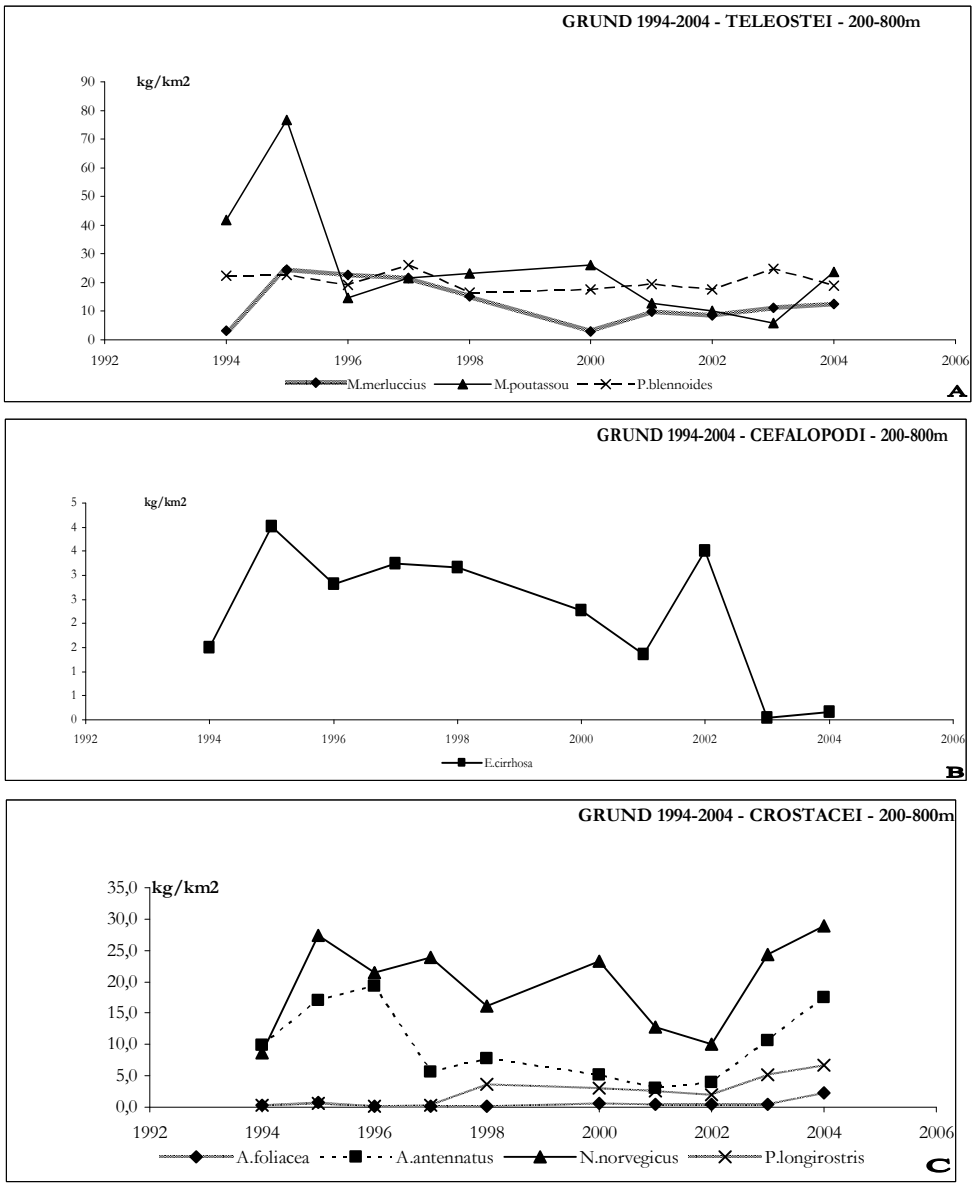


Fig. 14 - Abbondanze (kg/km^2) delle principali specie bersaglio rilevate durante le Campagne GRUND dal 1994 al 2004, nella scarpata (200-800 m).

Average catches (kg/km^2) of main target species monitored during GRUND surveys from 1994 to 2004, on the slope (200-800 m).

40 cale) mentre le cale Medits sono scese da 24 a 19. Le metodologie sono rimaste le stesse dal 1994 al 2006. Nelle Figg. 13 e 14 vengono riportati i rendimenti medi in kg/km^2 delle dieci specie bersaglio, dal 1994 al 2004, per il totale degli strati e per la scarpata.

I gamberi rossi

La scoperta e lo sfruttamento - Oggi i gamberi rossi rappresentano la specie di maggior valore della pesca ligure con circa 200 t annuali di sbarcato. In questi termini vengono presentati in statistiche nazionali (Irepa 2003, 2005), che tuttavia, utilizzando categorie descrittive in continua evoluzione, sono ancora lontane dal rappresentare un sistema consolidato di rilevamento dei dati nelle diverse realtà regionali.

La pesca dei gamberi rossi avviene in Liguria da circa 80 anni, un'estensione temporale forse esclusiva nel Mediterraneo. La scoperta dei fondi strascicabili batiali, alla fine degli anni venti del 1900, di cui si è fatto cenno, ebbe proprio nei gamberi uno degli argomenti di ricerca di maggiore interesse, tanto che la task force dei naturalisti dell'Università di Genova vi dedicò, con Alessandro Brian, gli studi più prolungati (Brian, 1931-1942). Queste ricerche tuttavia, come tutte le altre sulla fauna batiale, cessarono con gli anni più duri della 2ª guerra mondiale.

I gamberi comparvero sul mercato di Genova negli anni 30, come un prodotto abbondante, formato in proporzioni circa uguali delle due specie *A. antennatus* e *A. foliacea.*

I fondi allora sfruttati erano quelli epibatiali (limite inferiore massimo 500 m). Santucci (1932) riporta che, nel periodo 1930-32 in Liguria operavano 30 pescherecci, di cui 7 a Genova uno dei quali attrezzato per raggiungere anche più di 300 m di profondità. Fin dai primi tempi, Brian prese a frequentare il mercato di piazza Caricamento di Genova, per annotare quante ceste di gamberi vi comparivano giornalmente. Nel 1931, in 47 visite contò 156 ceste, per un totale di circa 1716 kg (11 kg per cesta) di prodotto, con una media giornaliera di 37 kg. Nel 1932, in 29 visite contò 227 ceste e mezza, corrispondenti approssimativamente ad un peso di 2502.5 kg e a una media giornaliera di 86.2 kg. Nell'autunno 1932 la media giornaliera fu calcolata in 153 kg.

Brian (1941) riferiva che *A. foliacea* da un decennio era molto comune nel compartimento di Genova e che 10 e più quintali al giorno delle due specie venivano portati al mercato prima della seconda guerra mondiale. Egli acquistava giornalmente campioni per studiare i contenuti stomacali dei gamberi rossi e presto pubblicò il primo lavoro in assoluto sull'alimentazione degli Aristeidi (Brian, 1932).

I vecchi pescatori di S.Margherita Ligure raccontano che nel 1945, alla ripresa della pesca dopo la guerra, durante la quale si assistette ad una drastica diminuzione dell'attività, si pescavano fino a 1 t/barca/giorno e che le banchine rosseggiavano di questo prezioso prodotto. Data la monotonia dello sbarcato, si racconta che le massaie implorassero i pescatori di portare un pò di frittura mista perché la gente era stufa di mangiare gamberi. Nel 1950 iniziò il declino dei gamberi rossi in Liguria, sempre secondo i racconti dei pescatori anziani. I gamberi rossi erano più profondi, non si trovavano più alle batimetrie indicate da Brian. Dal 1950 al 1960 si verificò una progressiva diminuzione delle rese ed emerse la dominanza *A. antennatus*. Dal 1970, cioè da quando ci interessammo per la prima volta di pesca profonda, abbiamo seguito ogni anno le catture dei gamberi rossi, sia trascorrendo giornate a bordo dei motopesca di S. Margherita Ligure e di San Remo, sia osservando lo sbarco del pescato.

Le catture avevano un avvio a primavera (aprile-maggio), raggiungevano il massimo nella piena estate e declinavano con l'autunno. Esse risultavano formate per il 90% da femmine. Il rapporto sessi, alquanto variabile da giornata a giornata, assumeva il valore medio sopracitato quando lo si verificava su migliaia di gamberi; si manteneva costante al variare delle stagioni (cioè in primavera, estate, autunno; i campioni invernali non erano abbastanza numerosi in quegli anni). Studiando la biologia riproduttiva della specie (Relini Orsi e Relini, 1979; Orsi Relini e Semeria 1983; Orsi Relini e Tunesi 1987; Tunesi 1987) fu accertato che la concentrazione dei gamberi nelle zone da pesca coincideva in primavera con l'incontro degli adulti dei due sessi e, dall'estate all'autunno, con la presenza delle femmine pronte a deporre (Fig. 15).

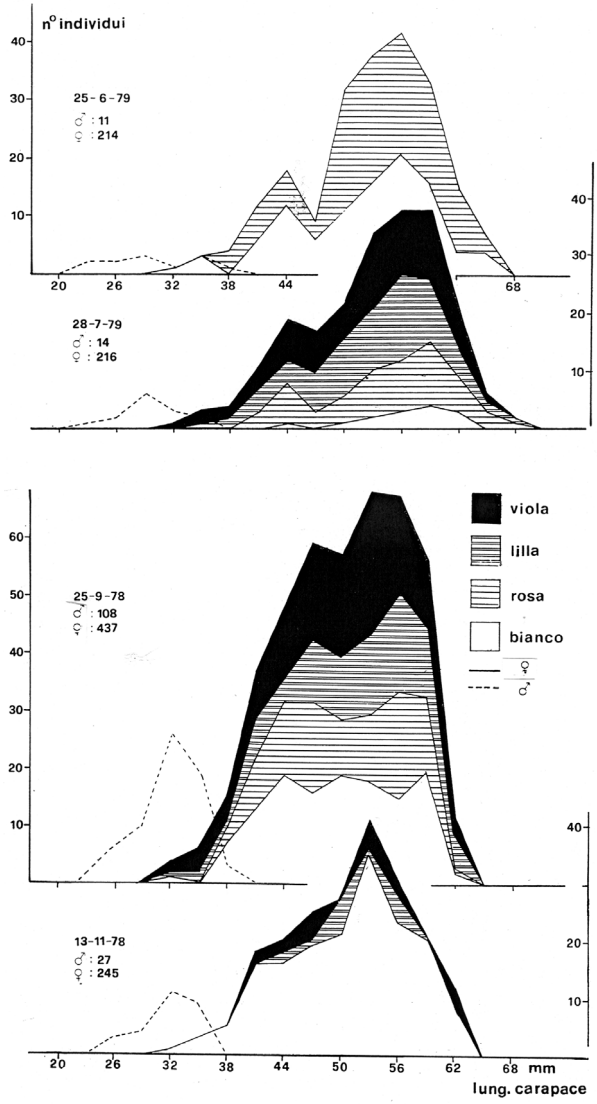


Fig. 15 - Distribuzione delle taglie dei maschi e delle femmine e degli stadi riproduttivi delle femmine di *A. antennatus* osservati durante la stagione riproduttiva nella zona di pesca di Portofino (da Relini Orsi e Relini, 1979).

Size structure of males and females of A. antennatus *and recorded reproductive stages of females of* A. antennatus *observed during reproductive season (1978-79) in the Portofino fishing grounds (from Relini Orsi and Relini, 1979).*

Con la riduzione delle femmine portatrici di ovari maturi, si riduceva il popolamento e la pesca non era più remunerativa. La consuetudine ligure di una pesca mesobatiale semestrale coincideva perciò con la stagione riproduttiva di *A. antennatus*. Osservazioni simili sono state condotte anche in areali da pesca della Riviera di

Ponente, comparabili per natura del fondo e resa commerciale alla zona B (Fig. 4).

Dopo l'eccezionale reclutamento del 1987 (vedi più avanti) gli aspetti stagionali sopra descritti subirono importanti modificazioni.

Il popolamento a gamberi dei fondi mesobatiali liguri costituiva un prodotto particolarmente pregiato perché prevalevano gli individui di grossa taglia. La composizione per taglia e per sesso di una cattura giornaliera abbondante (il valore commerciale si aggirava, nel 1979-80, sul milione di lire) è illustrata in Fig. 16: si può notare che il gruppo più numeroso di individui si identifica con le femmine di 53-56 mm LC (28.45% delle femmine) e gli individui con la LC maggiore o uguale a 53 sono il 47.27% dell'intera cattura. È interessante il confronto tra la composizione del popolamento ligure di *A. antennatus* con quello dei fondi batiali siciliani (Fig. 17): esso è stato ricavato da pescate effettuate nello stesso periodo dell'anno (Arena e Li Greci, 1973). Durante il 1981 si verificò un fatto inaspettato: la scomparsa di *A. antennatus* dai fondi da pesca di Portofino (zone A e B, Fig. 4); dalla zona A dopo una progressiva riduzione, in zona B con un brusco passaggio da una buona resa a quasi zero (4 individui in 4 giornate di pesca). *A. foliacea* rimaneva rappresentata sia in A che in B col consueto scarsissimo numero di individui (in media 6 per giornata di pesca, cioè per un tempo di strascico di sette-otto ore).

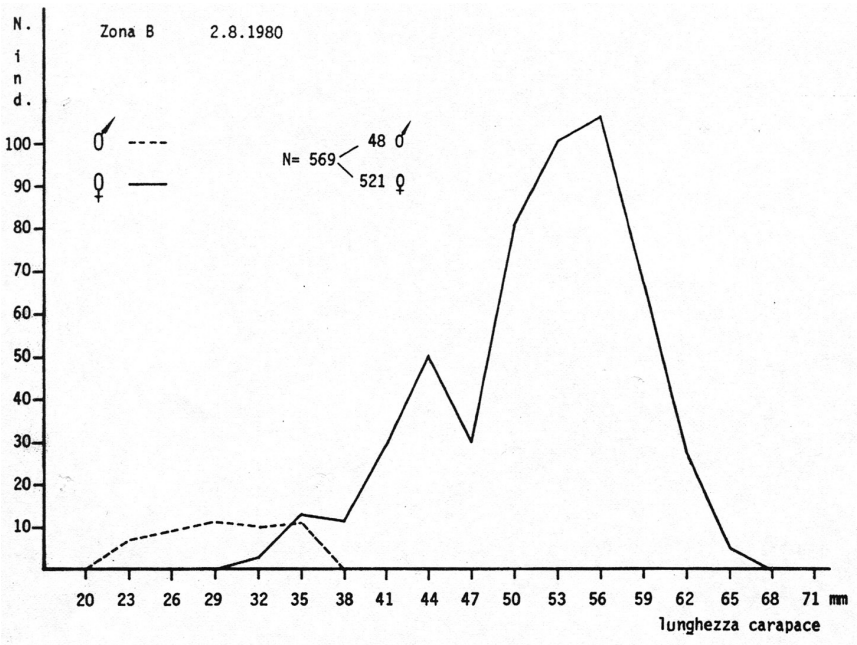


Fig. 16 - Composizione di una cattura giornaliera di *Aristeus antennatus* nel pieno della stagione di pesca.

Pattern of a daily catch of A. antennatus *in the middle of the fishing season.*

La scomparsa, per fortuna di breve durata, dal 1980 al 1984, avvenne in un periodo in cui, a più di trenta anni dalla fine della guerra, l'abbondanza dei gamberi si era molto ridotta. Dal 1970 al 1979 solo in un caso fu osservata una singola cattura giornaliera superiore a un quintale (Santa Margherita, 3 giugno '78) così come uno sbarco giornaliero di 259 kg (San Remo, 4/8/79, dall'attività di 10 pescherecci).

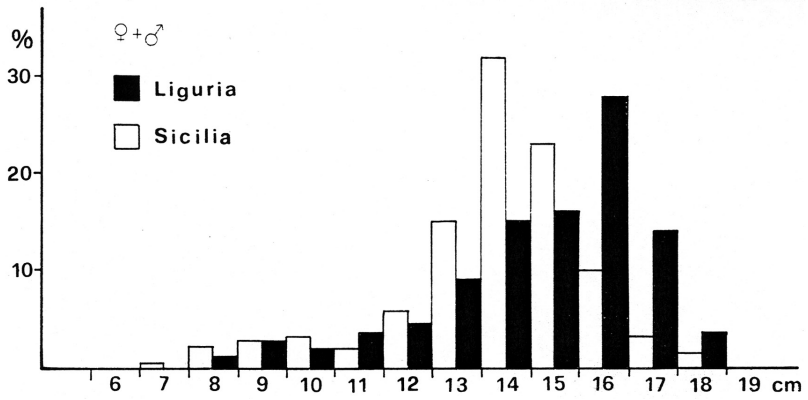


Fig. 17 - *Aristeus antennatus*. Confronto tra le taglie, in lunghezza orbita-telson, di esemplari pescati in Liguria e in Sicilia (da Relini Orsi e Relini, 1979).

A. antennatus. *Comparison of the sizes (length in cm from eye socket to telson) of shrimps fished in Liguria and Sicily (from Relini Orsi and Relini, 1979).*

I rendimenti orari osservati in una serie di giornate di pesca (1977-79) sono indicati nelle Tabb. 22 e 23, nella prima si confrontano le catture ottenute in differenti condizioni di luce (alba, mezzodì, tramonto, notte), per le quali sono state effettuate apposite pescate sperimentali (Relini, 1978/81). Nella Tab. 23 sono riportati i dati di pescate effettuate rispettando i tempi e le consuetudini di pesca liguri, con uscita all'alba, rientro prima del tramonto e tempi di strascico effettivo sui fondi a gamberi di 7-8 ore, suddivise in due o tre cale.

Tab. 22 - Catture di *A. antennatus*, in kg/h, con differenti condizioni di luce cattura totale nella giornata e rendimento orario medio (R.o.m.) (da Relini Orsi e Relini, 1979).

A. antennatus *catches (kg/h) at different light conditions, total catch per day (24 h) and average catch per hour (R.o.m.) (from Relini Orsi and Relini, 1979).*

Data	Alba	Mezzodì	Tramonto	Notte	Tot./24h	R.o.m.
4/6/1977	2.20	3.30	0.96	0.75	22.05	1.8
13/7/1977	0.35	1.30	0.15	---	5.7	0.44
23/7/1977	1.14	5.22	0.36	0.90	17.55	1.95
8/8/1977	0.71	3.02	0.19	0.32	14	1.09
1/9/1977	0.92	5.86	6.44	0.39	40.6	3.62
26/10/1977	---	---	1.32	0.15	3.7	0.46
27/10/1977	2.74	3.21	---	---	17.9	2.98
13/12/1977	---	0.06	---	---	0.12	---

Risulta evidente che di notte le catture si riducono sensibilmente, come del resto è stato descritto per altre aree di pesca (Maurin, 1960; Arena e Li Greci, 1973). Ciò rende ragione della consuetudine di pescare soltanto di giorno. Quanto alla resa di ciascuna zona, si tratta di valori complessivamente modesti (soprattutto in confronto al passato), ma abbastanza remunerativi in quanto il prodotto è conteso sul mercato. Nel corso del 1978 la zona C (Fig. 4), conformata a stretta conca, risultò la più produttiva e la B, a ripido pendio, migliore della zona A, più pianeggiante ed estesa.

Tab. 23 - Catture giornaliere di *A. antennatus* nelle campagne di pesca 1978-1979 (da Relini Orsi e Relini, 1979).

Daily catches of A. antennatus *during 1978-79 trawl surveys (from Relini Orsi and Relini, 1979).*

1978	Zona	Kg totali	R.o.m.	1979	Zona	Kg totali	R.o.m.
26/6	A	11.4	1.42	30/5	A	10	1.08
17/7	B	41	5.59	25/6	B	26.5	5.21
26/7	A	10.2	1.26	6/7	B	13	1.67
19/8	B	22.5	3.07	9/7	B	16	3.55
23/9	A	14.2	2.02	28/7	B	16.5	3.73
25/9	B	23.68	3.46	7/8	C	28.3	5.95
14/10	A	9.5	1.24	17/8	C	62.02	11.6
17/10	B	6.45	1.37	30/8	A	4.4	0.19
9/11	A	6.7	0.99	13/9	B	4.39	0.15
13/11	B	11.49	1.79	6/12	C	2.1	0.84

I gamberi rossi ricomparvero nell'area di Portofino, sia pur in piccola quantità, nell'estate del 1985 e 1986 con individui di grossa taglia, verosimilmente arrivati da zone limitrofe (l'entità degli spostamenti orizzontali dei gamberi rossi non è nota).

Nel 1987 si osservò un eccezionale, quanto inaspettato, reclutamento con l'apparizione di un gran numero di piccoli gamberi su tutti i fondi batiali, anche quelli di Sanremo-Ventimiglia. Questo avvenimento consentì la ripresa della pesca nel Levante e fornì fondamentali indicazioni per lo studio della biologia ed in particolare dell'accrescimento di questi crostacei.

Nella Tab. 24 è riassunto l'andamento delle catture dal 1930 al 1987 e nella Fig. 18 è riportata la distribuzione delle taglie tra il 1977 e il 1987. È evidente il profondo cambiamento nella struttura delle taglie introdotto dal reclutamento del 1987.

Tab. 24 - Andamento schematico delle catture dal 1930 al 1987 di *A. antennatus* (*A. an.*) e di *A. foliacea* (*A. fol.*).

Schematic trend catches of A. antennatus *(*A. an.*) and* A. foliacea *(*A. fol.*) from 1930 to 1987.*

Profondità (m)	**1930-40**	**1946-55**	**1956-73**	**1976-80**	**1981-84**	**1985-86**	**1987**
200-300-400	A.an. + A.fol.	A.an. + A.fol.	*Scarsi* A.an. + A.fol.	*Rari* A.an. A.fol.	*Rari* A. fol.	*Assenza*	*Assenza*
500-600-700-800	*Niente pesca*	*Niente pesca*	A. an. + *Rari* A. fol.	A. an. + *Rari* A. fol.	*Rari o assenti* A. an. *Rari* A.fol.	A. an. grandi Rari A.fol. molto rari	*Reclutamento* A.an. Rari A.fol. molto rari
Catture/giorno/ barca	100-200kg	100-400 kg (fino a 1000)	0-50 kg (fino a 100 kg)	0-30 kg (fino a 100 kg)	0-0.5 kg	0-1 kg	Fino a 90-100Kg

Nel 1988 una quindicina di motopesca specializzati per la pesca batiale, sfruttavano la risorsa gamberi nelle varie zone liguri (Fig. 1). Dal 1988, in cui si è verificato il massimo delle catture, si è assistito ad una lenta e graduale riduzione dei rendimenti. Ad es. a S. Margherita Ligure la cattura per unità di sforzo è passata da 35 kg giorno per barca del 1988 a 18 kg nel 1995, con un rendimento praticamente dimezzato (Fig.

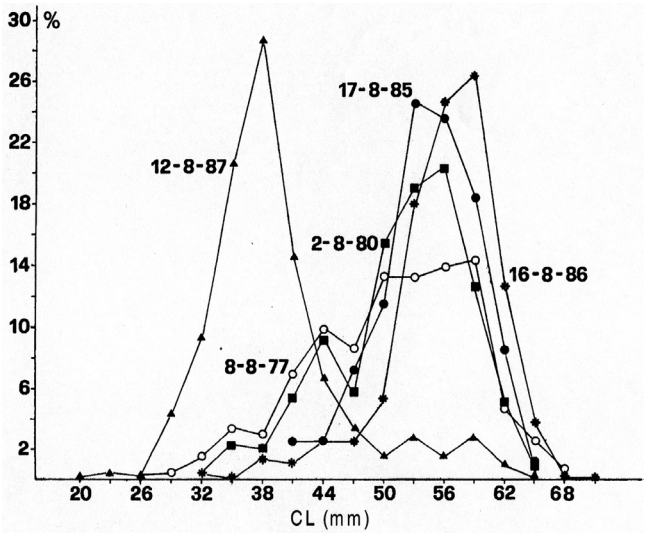


Fig. 18 - Distribuzione percentuale delle taglie delle femmine di *A. antennatus* nella zona di Portofino. Il luogo, il motopesca, il capopesca e l'attrezzatura sono rimasti gli stessi nell'arco di tempo considerato (1977-87). La taglia modale delle catture del 1987 si sposta a sinistra, a soli 38 mm LC. (da Orsi Relini e Relini, 1988).

Lengthlfrequency distributions of females A. antennatus *recorded in the Portofino area. Place, boat, skipper, gear remained unchanged over the period of time being studied the modal size of 1987 catches results shifted to only 38 mm CL. (from Orsi Relini and Relini, 1988).*

19). Dati sui rendimenti delle catture durante le campagne di pesca fino al 2004 sono riportati nelle Tabb. 8, 9,13 e nelle Figg. 7, 8, 13, 14.

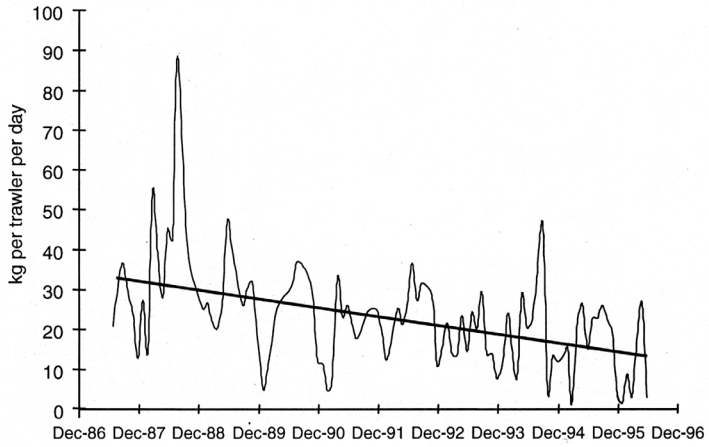


Fig. 19 - Catture per unità di sforzo (CPUE) di *A. antennatus* della flottiglia di pesca profonda di Santa Margherita Ligure (ogni valore mensile è la media di due osservazioni del prodotto sbarcato) ed andamento generale delle catture (da Fiorentino *et al*., 1998a).

Catch per unit effort (CPUE) of A. antennatus *of the Santa Margherita Ligure deep fishing fleet (each monthly figure represents the mean of two observations of landings) and general trend of catches (from Fiorentino* et al., *1998a).*

Accrescimento e longevità dei gamberi rossi - La comparsa nel 1987 di un gran numero di piccoli gamberi su tutti i fondi batiali liguri (Fig. 18 e 20) ha fornito l'opportunità di svolgere studi sull'accrescimento di questi crostacei e di modificare precedenti opinioni su una rapida crescita e un ciclo vitale breve.

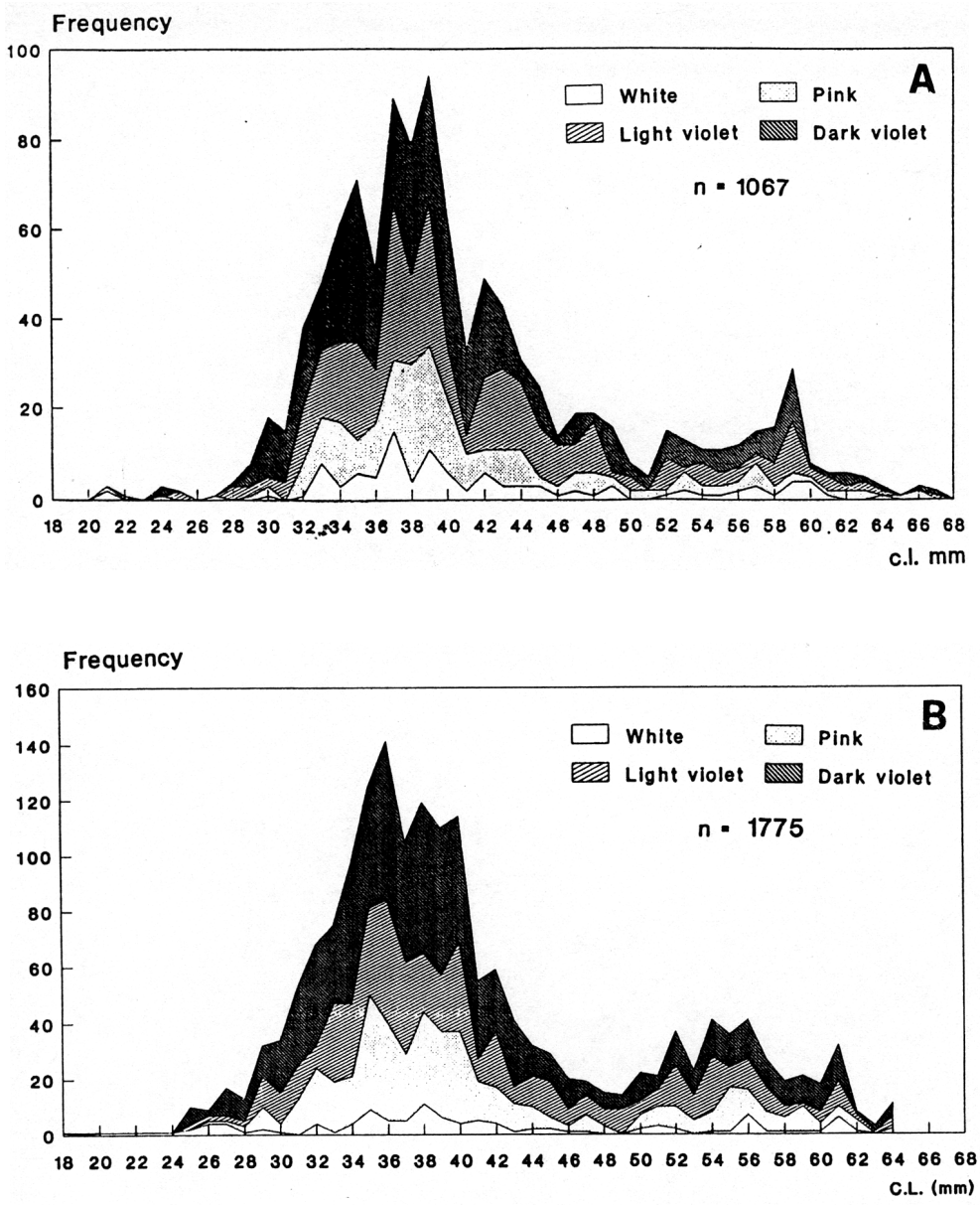


Fig. 20 - Distribuzione dettagliata delle taglie e degli stadi riproduttivi delle femmine di *A. antennatus* osservate nell'agosto 1987 nelle aree di pesca di Portofino (A) e Sanremo (B) (da Relini Orsi e Relini, 1979).

Detailed size-structure and reproductive stages of females A. antennatus *recorded in August 1987 in the Portofino area (A) and San Remo area (B) (from Relini Orsi and Relini, 1979).*

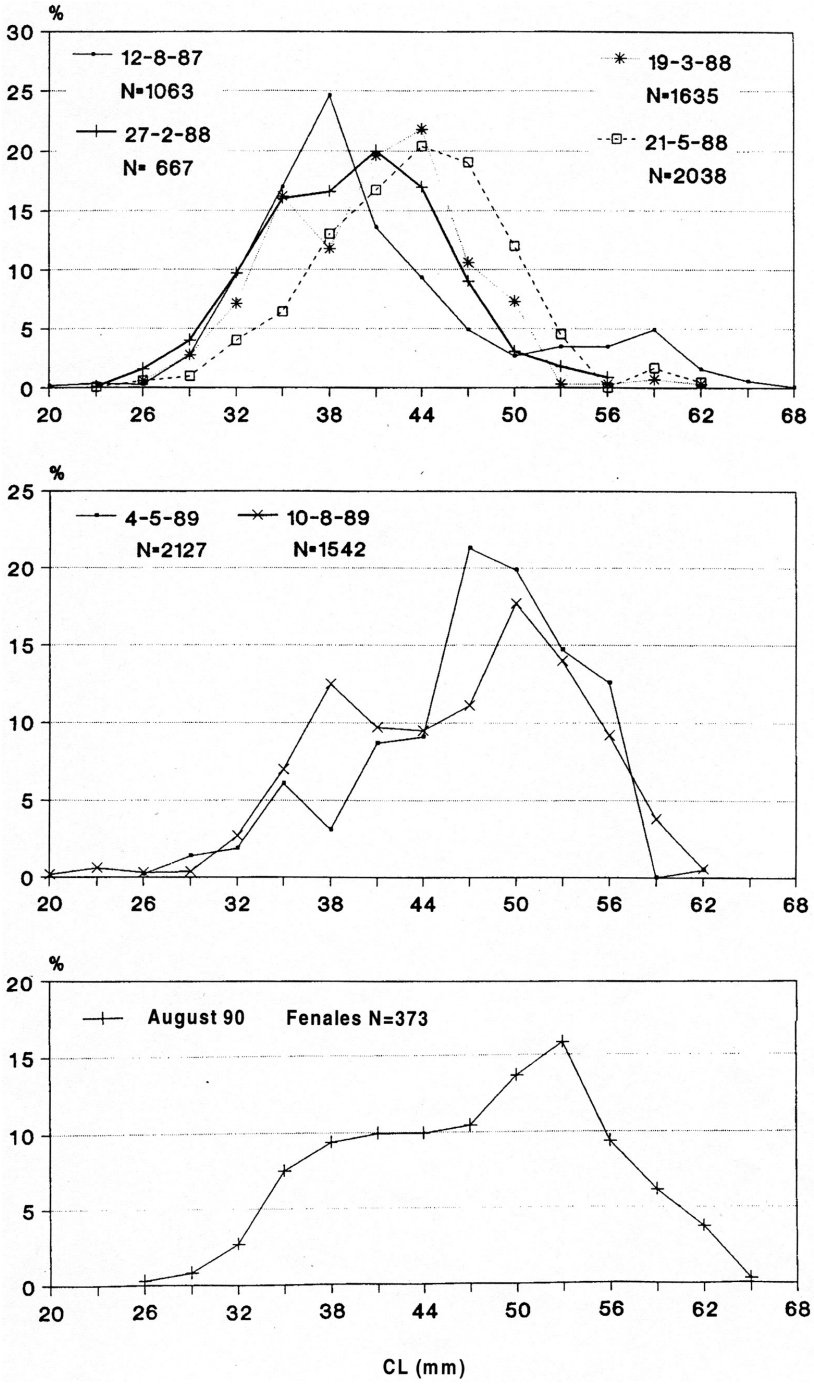


Fig. 21 - Accrescimento delle coorti del 1987 dell'area di Portofino dall'agosto 1987 all'agosto 1990 (da Orsi Relini e Relini, 1998b).

Growth of the 1987 cohorts in the Portofino area from August 1987 to August 1990 (from Orsi Relini and Relini, 1998b).

Questo gruppo, che abbiamo chiamato coorte 1987, era costituito da varie subcoorti che sono state considerate *instars*, cioè gruppi di individui della stessa taglia/età, separati tra loro da una muta (Orsi Relini e Relini, 1998b). La coorte 1987 è stata seguita per tre anni (Fig. 21) e la conclusione è stata che tra diversi modelli di crescita (Orsi Relini e Relini, 1998a), quello che meglio si adattava ai fatti osservati era quello di una crescita lenta (Fig. 22), che suggerisce una durata della vita di circa dieci anni.

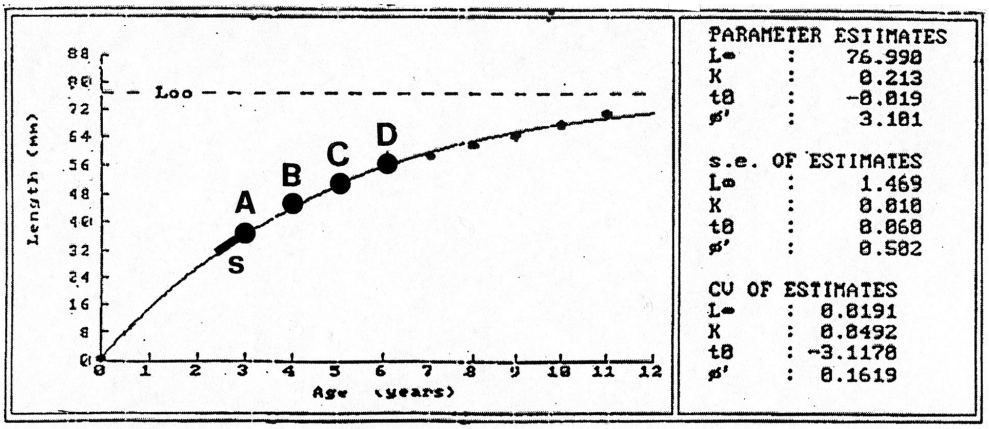


Fig. 22 - Curva di accrescimento di Von Bertalanffy costruita utilizzando le taglie dominanti a partire dal reclutamento del 1987 (punto A) e nei tre anni successivi (punto B, C, D) ed il segmento di crescita (s) derivato da una femmina marcata e ricatturata dopo 9 mesi.
Von Bertalanffy growth curve fitting the data offered by the dominant instars of 1987 recruits (A,B,C,D spots) over three years and the segment of growth derived from a tagged recaptured female (s).

Infatti è stato rilevato che l'*instar* dominante in tre anni si è accresciuto di 15 mm di lunghezza del carapace, passando da 38 a 53 mm. Il modello di crescita riportato nella figura 22 è stato supportato anche da un episodio di marcatura-ricattura di una femmina dell'*instar* di 29 LC (Relini M. *et al*., 2000, 2004) che è cresciuta durante i nove mesi di vita libera in mare da 29 a 38 mm di LC,cioè ad un tasso di 1 mm al mese (in realtà probabilmente attraverso tre mute).

Il reclutamento del 1987risultò rivoluzionario non solo per la pesca, che poteva essere estesa a tutto l'anno, ma anche sotto l'aspetto delle caratteristiche biologiche di *Aristeus antennatus* in Mar Ligure. Infatti la taglia di prima maturità scendeva da 32 mm a 24 mm LC e la stagione di riproduzione che in precedenza iniziava a giugno/luglio, risultava anticipata a maggio.

Sui fondi da pesca liguri sembrava arrivato un gambero nuovo.

Questo punto è di grande interesse nell'attuale ricerca volta ad individuare analogie e trend tra le differenti aree mediterranee. Un confronto tra gli stocks di *Aristeus* pescati in differenti aree del Mediterraneo è stato tentato fin dagli anni ottanta (Relini e Orsi Relini 1987; Sardà, 1987, 1989) e sembrava che ci fosse un gradiente di taglia con l'aumentare della latitudine (Fig. 23).

Il reclutamento del 1987 dimostrò l'inconsistenza di tale ipotesi e la sorprendente versatilità di *A.antennatus*. Dopo il 1988 oltre alla già segnalata diminuzione delle catture si è assistito ad un aumento del numero degli individui appartenenti alle classi di

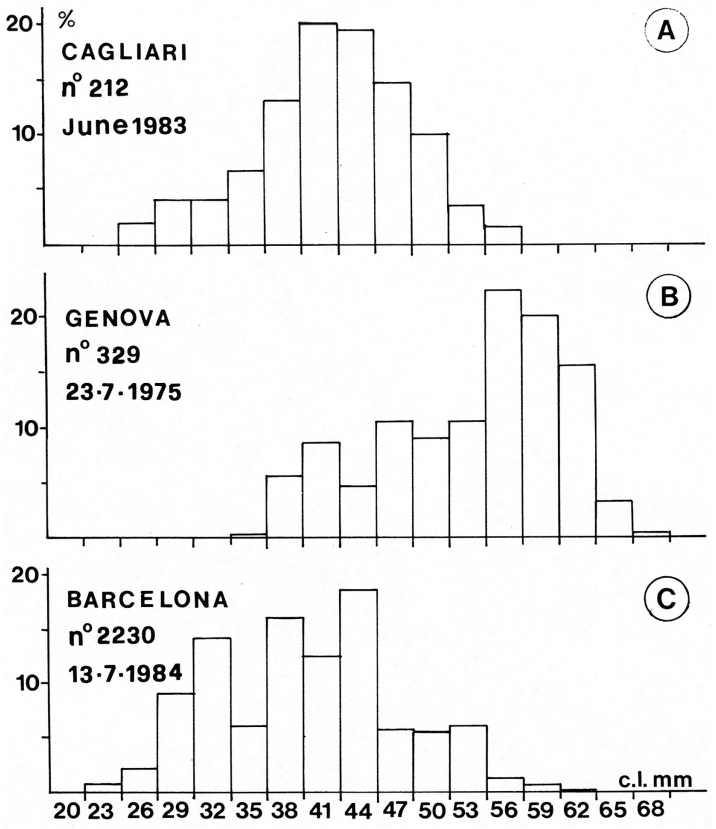


Fig. 23 - Distribuzione delle taglie (CL in mm) delle femmine di *A. antennatus* pescate: A) vicino a Cagliari (Sardegna meridionale, 610-650 m di profondità), B) al largo del Promontorio di Portofino (prov. di GE a 680-700 m di profondità) e C) vicino a Barcellona (a 630-700 m di profondità). I dati sono stati gentilmente forniti per Barcellona dal Dr. F. Sardà e per Cagliari dal Prof. A. Cau (da Relini e Orsi Relini, 1987).

Size-frequency distribution (carapace length in mm) of females of A. antennatus *caught: A) near Cagliari (south Sardinia at 610-650 m depth), B) off Portofino Promontory (province of Genoa at 680-700 m depth) and C) near Barcelona (at 630-670 m depth). Spanish records kindly supplied by Dr. F. Sardà, Sardinian records by Prof. A. Cau (from Relini and Orsi Relini, 1987).*

maggiori dimensioni (Fig. 24). C'era la possibilità che la struttura nella popolazione ritornasse ad essere quella precedente il 1987 cioè con netta dominanza delle classi di maggiori dimensioni. Tuttavia le osservazioni più recenti (Fig. 25) mostrano che questo obiettivo, dopo quasi vent'anni dal reclutamento del 1987, non è stato raggiunto. Ciò nondimeno ricerche comparative sui gamberi condotte sotto l'egida comunitaria FISH /2004/03/32: "Status of deep-sea red shrimps in the central and eastern Mediterranean Sea", stanno mettendo in rilievo che le dimensioni dei gamberi liguri sono mediamente le migliori nel confronto di sei differenti aree mediterranee. Rimane ancora un mistero la scomparsa o perlomeno l'estrema riduzione di *Aristaeomorpha foliacea* fin dagli anni cinquanta e su tutti i fondali liguri.

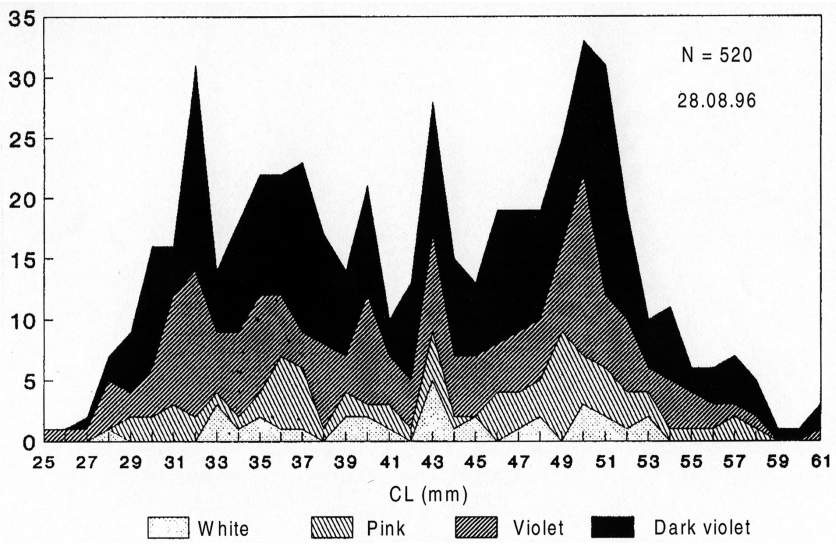


Fig. 24 - Distribuzione delle taglie e degli stadi riproduttivi delle femmine di *A. antennatus* osservati sui fondi da pesca di Portofino nell'agosto 1996. (da Orsi Relini e Relini, 1998 a).

The length-frequency and distribution reproductive stages of A. antennatus *females recorded in August 1996 on Portofino fishing grounds (from Orsi Relini and Relini, 1998 a).*

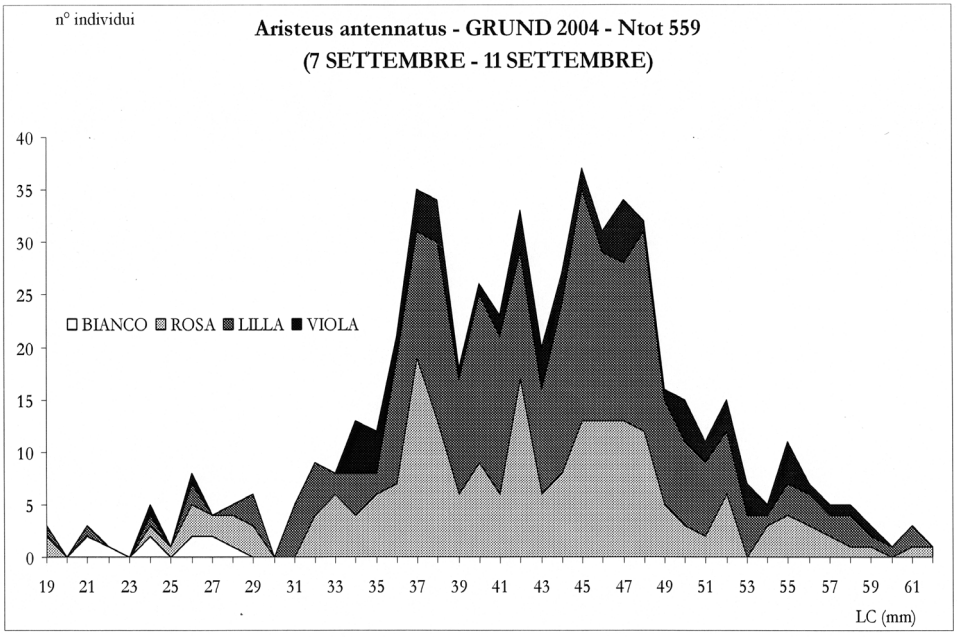


Fig. 25 - Distribuzione delle taglie e degli stadi riproduttivi delle femmine di *A. antennatus* osservati sui fondi da pesca del Golfo di Genova (prevalentemente Portofino) durante la campagna GRUND (settembre 2004).

The length-frequency and distribution reproductive stages of A. antennatus *females recorded on fishing grounds in the Gulf of Genoa (mainly off Portofino) in September 2004.*

Gestione - Una valutazione dello stato di sfruttamento dell'*A. antennatus* in Mar Ligure è stata fatta (Fig. 26) utilizzando dodici campagne di strascico condotte negli anni 90 ed un monitoraggio pluriennale degli sbarcati di S. Margherita Ligure. (Fiorentino *et al.,* 1998a). Sembra opportuno un approccio prudenziale in considerazione dei fatti esposti nelle pagine precedenti, come la floridezza delle catture dopo la guerra e la scomparsa dei gamberi nel Golfo di Genova negli anni ottanta; occorre anche considerare che il ciclo di vita è più lungo di quanto supposto in passato e la crescita è lenta. La Fig. 26 mostra la variazione del rendimento per recluta in due diverse condizioni di crescita e di mortalità naturale.

Lo scenario più verosimile è quello di una mortalità naturale pari a 0,3; associando questo parametro con il tasso di crescita più lento, il responso del modello dipende dalla strategia gestionale prescelta: per F_{max} lo sfruttamento è ottimale, mentre per $F_{0,1}$ si evidenzia una condizione di sovrasfruttamento.

È ben noto che gli attuali indirizzi di gestione considerano F_{max} non un "target" ma un "limit reference point". D'altra parte la valutazione dello stato di sfruttamento dei gamberi di scarpata rappresenta un caso complesso, su cui è aperto un ampio dibattito nel Mediterraneo.

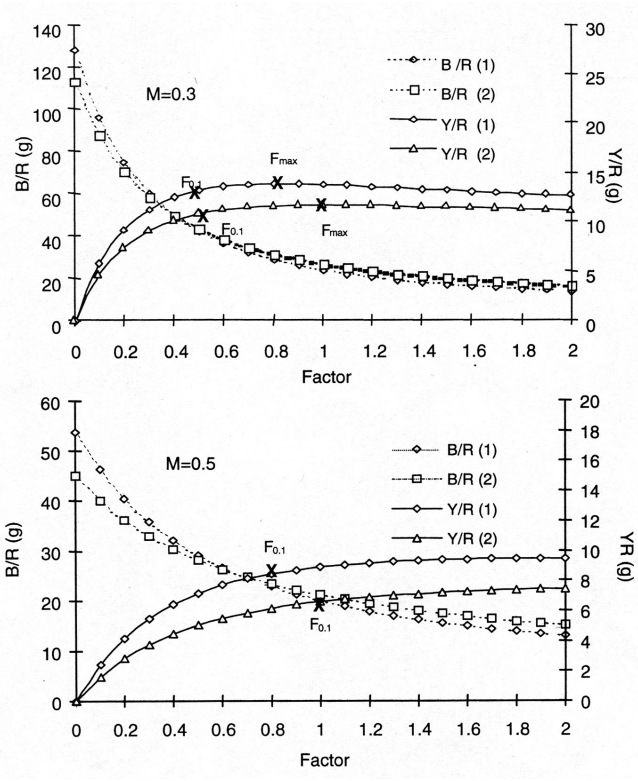


Fig. 26 - Curve di biomassa per recluta (scala a sinistra) e produzione per recluta (sulla destra) di femmine di *A. antennatus* del Mar Ligure ricavate da diversi scenari di crescita (1 e 2) e valori di mortalità naturale (M = 0,3-0,5). È indicato il fattore moltiplicativo attuale di F (fattore 1) per F0,1 e Fmax (da Fiorentino *et al*., 1998a).

Biomass per recruit (left) and yield per recruit (right) curves of A. antennatus *females in the Ligurian Sea, derived with different scenarios of growth (1 and 2) and natural mortality (M = 0,3-0,5). The multiplicative factor of current F (factor=1) corresponding to F0,1 and Fmax is shown (from Fiorentino* et al*., 1998a).*

Altri attrezzi

Dopo lo strascico gli attrezzi maggiormente utilizzati per la pesca delle risorse demersali batiali sono i palamiti o palangari di fondo e le lenze terminanti con più ami, come i cosiddetti filaccioni. Meno diffuso è l'impiego di reti da imbrocco, il cui principale bersaglio sono i naselli. Le specie bersaglio delle pesche con ami sono i grandi gadiformi (naselli, mostelle, more), la cernia di fondale, il gronco, il pagello bogaraveo. A queste si aggiungono diverse specie accessorie, anche mesopelagiche quali il pesce lama (*Lepidopus caudatus*), il pesce castagna (*Brama rai*), il morone (*Centrolophus niger*), lo schedofilo (*Schedophilus ovalis*).

In passato esisteva una pesca in acque profonde (anche al di là dei 1000 m) agli squali, soprattutto *Hexanchus griseus* (Bonnaterre, 1788) e rappresentanti della famiglia Squalidae.

Queste attività di pesca profonda hanno in genere carattere artigianale e dimensioni limitate; generalmente sfuggono alle statistiche, anche se, considerate nel loro insieme, potrebbero non essere trascurabili in termini di prelievo. Dal punto di vista della ricerca possono rappresentare occasioni eccezionali per lo studio di specie poco note.

Il nostro gruppo di ricerca ha avuto la possibilità di studiare alcune specie insediate sulle secche del largo del Golfo di Genova, veri e propri "seamounts"con scoscese pareti di roccia, grazie alla collaborazione di pescatori sportivi. Bruno Fida, di professione medico e abile pescatore delle acque del largo, frequentava soprattutto la secca di Ulisse, un seamount situato sulla direttrice Genova- Capo Corso, a circa 28,6 miglia dalla costa ligure. Su questa secca, utilizzando i filaccioni per un anno, a partire dal luglio 1989, campionò con cadenza mensile, il *Pagellus bogaraveo* (Brunnich, 1768) chiamato in Liguria col nome di besugo. Furono pescati 440 esemplari tra i 26 e 52 cm di lunghezza alla forca (peso medio 1083 g) dei quali il 50% erano femmine (da 31 a 51,5 cm LF), il 25% maschi (da 26 a 52 cm LF) e il rimanente 25% ermafroditi (da 27 a 40 cm LF). E' noto che con la pesca a strascico si ottengono individui molto differenti: di medie dimensioni (0,3-0,4 kg) a 400-500 m, mentre i giovanili (7-10 cm LF) si trovano a 20-30 m di profondità (Orsi Relini *et al.,* 1983).

Nei pagelli della secca attraverso la lettura degli otoliti sono state determinate età comprese tra 4 e 20 anni e sono stati forniti i parametri della curva di accrescimento di Von Bertalanffy ($L\infty$ = 52 cm LF; K=0,18; t0=0,16) (Orsi Relini e Fida, 1992). Dall'esame dell'andamento degli indici gonadosomatici negli individui femminili, maschili ed ermafroditi si ricavò che la maturazione dei gameti avviene da novembre a maggio. E' evidente in questo caso che aspetti importanti della storia vitale di questa specie non potevano essere acquisiti con le sole campagne di strascico.

Anche il pesce lama, *Lepidopus caudatus* (Euphrasen, 1788), viene pescato con lo strascico, con il cianciolo e con i palamiti. Al fine di studiare la riproduzione di queste specie (Orsi Relini *et al.,* 1989b) sono stati utilizzati campioni provenienti dalle campagne di pesca a strascico (per la frazione giovanile) e soprattutto dai prelievi con palamiti di B. Fida effettuati nella fossa del Bisagno (150-250 m) e sulla scarpata a sud del Promontorio di Portofino (tra 450 e 550 m). Nelle catture con i palamiti le taglie dei maschi (n° 172) erano comprese tra 78,5 e 185 cm LT quelle delle femmine (n° 308) tra 81 e 186 cm LT. La taglia riproduttiva minima per i maschi è risultata 92 cm LT e per le femmine 120 cm LT. La deposizione si estende per almeno nove mesi, con un massimo riproduttivo nel periodo autunnale.

Una prima esplorazione della biologia di una specie rara, *Schedophilus ovalis*, è stata possibile combinando osservazioni condotte presso una boa del largo (BOA-ODAS del CNR Relini M. *et al.,* 1994) e ancora pescate con filaccioni sulla secca di Ulisse (Orsi Relini *et al*., 1990). Questo Centrolofide fino ad una taglia intorno ai 45 cm LT, vive in superficie, spesso associato a meduse o ad oggetti galleggianti. Di

una trentina di esemplari campionati sulla secca, 7 erano maschi tra i 60,5 e 84 cm, 18 femmine tra i 66 e 106 cm LT, gli altri rimasero indeterminati. La taglia minima di riproduzione per le femmine risultò di 90 cm LT , l'indice gonadosomatico più alto fu trovato ad agosto. Maschi fluenti furono osservati a luglio ed ad agosto in esemplari di 75-84 cm LT e 5,5-6 kg di peso. Le femmine più grandi, LT, 100-103 cm avevano un peso di 13-13,5 kg ed un'età di 4 anni mentre i maschi avevano 3 anni. In conclusione si tratta di specie a crescita rapida, che verosimilmente raggiunge i 45 cm nel primo anno di età: gli esemplari nati alla fine dell'estate scendono nell'autunno dell'anno successivo sui fondi batiali, e si posizionano in corrispondenza di picchi dei monti sottomarini, utilizzando in gran parte risorse planctoniche.

Conclusioni

La pesca batiale in Liguria avviene prevalentemente con lo strascico seguito a distanza dai palangari, per i quali, esistono scarse informazioni sia in termini di prodotto pescato che in numero di barche e o pescatori. Per lo strascico, grazie a numerose ricerche finanziate soprattutto nell'ambito della 41/82, esistono buone informazioni sui rendimenti, ottenute sia attraverso le campagne a strascico per la valutazione delle risorse demersali, sia mediante il rilevamento degli sbarcati nei principali porti liguri; al contrario le informazioni statistiche generali sulla flotta ligure e sulle catture rimangono ancora carenti e quindi non possono essere usate per pianificare interventi gestionali.

I gamberi rossi, comparsi sul mercato ligure negli anni trenta del 1900 rappresentano la risorsa di maggior valore della pesca nella regione, seguiti dai piccoli pelagici e dai gadiformi, in particolare dal nasello. Importanti anche le catture dei grandi pelagici soprattutto nel ponente ligure.

Tra le dieci specie demersali individuate quali bersaglio a livello nazionale, per la Liguria sono importanti il gambero viola *A. antennatus* (il gambero rosso *Aristeomorpha foliacea* e praticamente scomparso dagli anni '70), lo scampo *N. norvegicus*, il nasello *M. merluccius*, la triglia di fango *M. barbatus*, la mostella di fondale *P. blennoides*, il moscardino bianco *E. cirrhosa*. Queste ultime due specie hanno in Liguria una importanza maggiore che in altri mari, in particolare la pesca del novellame del moscardino bianco è di antica tradizione e fornisce un prodotto di elevato valore commerciale. Negli ultimi anni si assiste ad un incremento della presenza del gambero rosa *P. longirostris*, mentre le catture totali dello strascico tendono a diminuire.

Il dibattito sulla gestione delle risorse demersali, condotto da anni in numerosi gruppi di studio sorti in seno alla Società Italiana di Biologia Marina, ha messo in evidenza alcune linee di intervento di valore generale per le risorse dei mari italiani, che ovviamente possono trovare applicazione anche in Liguria. Tuttavia bisogna sempre ricordare la particolare conformazione dei fondi da pesca liguri, che presentano una esiguità di spazi neritici e indirizzano le attività di pesca in acque profonde; ugualmente si deve ricordare il carattere artigianale della pesca con scarsi numeri di imbarcazioni e di addetti. Questa specificità è scarsamente riconosciuta dalla creazione di un'unica unità gestionale (GSA 9) in cui la Liguria è associata alla Toscana e al Lazio.

Un tema sicuramente condiviso riguarda la necessità di proteggere le classi giovanili mediante l'individuazione di tempi ed aree in cui proibire lo strascico per salvaguardare le nurseries delle specie attualmente sovrasfruttate.

Accanto a tali provvedimenti, dovrebbe comunque essere assicurata la protezione dei grossi esemplari, rappresentati in generale da femmine riproduttrici che presumibilmente si rifugiano in profondità. Questo concetto detto "spawning-refugia paradigm", espresso da Caddy (1993), sottolinea la necessità di considerare nuovi metodi di protezione per le specie sfruttate. Per esempio evitando che i palangari di fondo vengano incrementati.

Anche per i gamberi rossi è necessario un approccio precauzionale suggerito dalla scoperta che il loro accrescimento è più lento e la longevità maggiore di quanto ritenuto in passato. Si ritiene che l'*Aristeus* arrivi a 10 anni di vita. Su questa specie molto rimane da scoprire anche sul ciclo biologico, ad esempio non sappiamo dove sono le larve ed i giovani o da dove provengono le reclute in Mar Ligure e quindi c'è ancora molto lavoro per la ricerca anche ai fini di una maggiore valorizzazione del prodotto e soprattutto della sua salvaguardia.

Summary

Otter trawl is the main gear used in bathyal fishing in the Ligurian Sea, followed by longlines and small numbers of gillnets; pots are not used in deep water.

The fishermen of Genoa and Santa Margherita Ligure were among the first in the Mediterranean to trawl on the slope when this type of fishery begun in 1925. The Ligurian coast extends for 330 km; in the western part, from Mortola Cape (IM) to Arenzano Cape (GE), the trawlable bottoms of the slope (up to 700-800 m depth) cover a surface area of about 100 km^2. In the central-eastern part, from Arenzano Cape to Punta Bianca (SP), the surface area is 2,830 km^2. The bottoms of the western coast are steep and rough, and as a consequence the trawlable area is small. In the central-eastern part trawling is limited due to the presence of rocky outcrops with white corals *Madrepora oculata* and *Lophelia pertusa* sometimes in tanatocoenosis.

The most important demersal bathyal resources are red shrimps, in particular the violet red shrimp *Aristeus antennatus*, the norway lobster (*Nephrops norvegicus*), large individuals of Gadiforms such as hake (*Merluccius merluccius*), greater forkbeard *Phycis blennoides* and blue whiting *Micromesistius poutassou*. Other economically important species are the four-spotted megrim *Lepidorhombus boscii*, rockfish *Helicolenus dactylopterus*, large specimens of the *Conger conger*, black-bellied anglers *Lophius budegassa* and horner octopuses *Eledone cirrhosa*, several squids such as *Todaropsis eblanae* and *Ilex coindetii*, and some small shrimps of the *Plesionika* genus.

The only elasmobranch commonly caught is the blackmouth catshark *Galeus melastomus*, which is of low economic value. Many other species varying in time and quantity contribute to trawl yield.

In 2005, the total catch of the Ligurian fishery was estimated by IREPA (2007) at 5440 t, one fifth of which we think belongs to bathyal species but whose economic value is about one third of the total Ligurian catch. According to the IREPA data, during 2005 there were 86 trawlers in use, the total trawl catch was 1558 t and the daily catch per boat was 104.2 kg.

The study of demersal resources was carried out by means of trawl surveys using hired professional boats and by taking a survey of landed catches in the main Ligurian harbours. Data covering a longer period (from 1987 to 1998) is available for S. Margherita Ligure, where the catch per boat per day varied between 39.8 and 240.1 kg, with an average of 89.6 kg.

The main results obtained using trawl surveys carried out since 1977 (in particular GRUND and MEDITS) are described.

The red shrimps *Aristeus antennatus* and *Aristeomorpha foliacea* have been fished in the Ligurian Sea for about 80 years: over this period, which includes the second world war, important changes were registered not only in terms of distribution and abundance but also in terms of composition per species and the biological characteristics of the fished stock.

At present the catches are made up of *Aristeus antennatus*, with such low numbers of *Aristeomorpha foliacea* that landings can be considered monospecific.

Shrimp catches were very abundant shortly before the first world war, and at the end of the war were extraordinarily rich (up to 1 t per boat per day). A decline began particularly in the period after 1950, and *A. foliacea* became rare. Over five consecutive years (1977-1981) of observations on fishing grounds near Portofino, a slow reduction in the presence of Crustacean decapods was recorded while teleosts and selachians were increasing. The study of the feeding habits of several species on the same fishing bottoms failed to demonstrate a direct predation on *Aristeus antennatus*.

The fishing of red shrimps on these trawling bottoms stopped in the period between 1980 and 1984, while along western Ligurian coast (San Remo) it was never discontinued.

In the Portofino area, shrimps reappeared during the summers of 1985 and 1986, but catches were scarce and made up of large individuals. So it was clear that the shrimps were not resident in the trawled area but came there from adjacent unknown bottoms.

During 1987, there was a sudden and unexpected appearance of a very large number of small shrimps on all Ligurian bathyal fishing grounds, i.e. both in the western (San Remo) and eastern areas.This was a very important opportunity for growth studies: for the first time a clearly-defined group in terms of size/frequency

distributions could be followed in serial samplings. This group consisted of a plurality of subcohorts, which were assumed to be instars.

The group was monitored over three consecutive years and the conclusions were that the best data fit was obtained with a model of slow growth which suggests a maximum life-span of about 10 years. The most direct evidence was that the dominant instar in three years grew from 38 to 53 mm CL, i.e., at a rate of 5 mm CL per year. A tagged-recaptured female offered the opportunity to compare the growth of the instar CL 29 mm with the model. This female grew from 29 to 38 mm CL during her 9 months of free life.

The "1987 cohort" was revolutionary both in terms of biological features and exploitation, when compared with previous data. The female minimum reproductive size changed from 32 mm CL to 24 mm CL. The reproductive season, which had previously begun at the end of June or in July, was brought forward to May. The fishery season lasted the whole year.

1987 recruitment in the Ligurian Sea showed the invalidity of the hypothesis of a positive size/latitude trend for this red shrimp and, once more, the astonishing versatility of *A. antennatus*.

After the 1987 recruitment, with its boom of catches, there was, as expected, a slow decline in shrimp abundance; also decreasing recruitment and an increase in shrimp size was registered.

The disappearance of *Aristeomorpha foliacea* and its failure to recover since the fifties have not yet been explained.

A first assessment of *A. antennatus* in the Ligurian Sea was attempted; because of the disappearance of shrimps from part of the fishing grounds in the eighties and their long lifespan (up to ten years) and slow growth a prudential approach was recommended.

Basic questions such as whether there are long-lasting cycles in the populations, the influence of environmental factors on them, what regulates the size of recruitment, the extent of the displacements of young and adult shrimps, where larvae are and many other subjects remain to be studied in future.

Finally, some biological data for silver scabbardfish (*Lepidopus caudatus*), blackspot scabream (*Pagellus bogaraveo*), imperial blackfish (*Schedophilus ovalis*) fished by deep longlines are presented.

Ringraziamenti

Questa relazione è dedicata a Benedetto Paccagnella, armatore e capopesca di S. Margherita, recentemente scomparso (Fig. 27). È stato il nostro maestro quando abbiamo iniziato ad occuparci di pesca a strascico. A lui dobbiamo molte delle nostre conoscenze. Indelebili sono i ricordi della sua cordiale ospitalità a bordo del Lavoratore II (Fig. 28) e del Papà Baicin.

Un sentito ringraziamento a tutti i pescatori in particolare di Santa Margherita Ligure e San Remo per la preziosa collaborazione ed ospitalità a bordo dei motopescherecci.

Fig. 27 - Benedetto Paccagnella attorniato da un gruppo di studenti dell'Università di Genova durante un'esercitazione a bordo del Lavoratore II.

Benedetto Paccagnella with students from Genoa University during a field trip on board the trawler Lavoratore II.

Fig. 28 - Il motopesca Lavoratore II utilizzato in molte campagne di pesca nel batiale.
The trawler Lavoratore II used during many surveys carried out on bathyal fishing grounds.

Bibliografia

Nella bibliografia sono elencati, al fine di una più completa documentazione, anche lavori non espressamente citati per non appesantire troppo il testo.

ABELLO P., BERTRAND J.A., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2002) - Mediterranean marine demersal resources: the Medits international trawl survey (1994-1999). *Scientia Marina*, **66** (Suppl. 2): 1-280.

ALBERTELLI G., BALDUZZI A., CATTANEO R. (1985) - Analisi strutturale su alcuni popolamenti bentonici lungo il litorale genovese. *Atti VI Congr. A.I.O.L.*: 187-194.

ALBERTELLI G., CATTANEO M. (1983) - Contributi agli studi della piattaforma continentale del mar Ligure e Alto tirreno. 3. Analisi faunistico-bionomica del macrobenthos in 4 zone campione. *Atti IV Congr. A.I.O.L.*, **14**: 1-12.

ALBERTELLI G., CATTANEO M. (1985) - Macrobenthos dei fondi molli del Mar Ligure. *Atti VI Congr. A.I.O.L.*: 87-98.

ALBERTELLI G., CATTANEO M, DELLA CROCE N., DRAGO L. (1981) - Benthos della piattaforma continentale ligure. Alassio-Savona-Chiavari-Corniglia (1977-1981). *Rapp. Tec. Catt. Idrobiol. Pescic. Univ. Genova*, **14**: 1-28.

ARENA P., LI GRECI 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, Ancona*, **15** (5): 157- 201.

ASTRALDI M., GASPARINI G.P. (1992) - The seasonal characteristics of the circulation in the North Mediterranean Basin and their relationship with the atmospheric-climatic conditions. *Journal of Geophysical Research*, **97**, C6: 9531-6540.

ASTRALDI M., GASPARINI G.P., MANZELLA G.M.R. (1990) - Temporal variability of currents in the Eastern Ligurian Sea. *Journal of Geophysical Research*, **95**,N. C2: 1515-1522.

ASTRALDI M., GASPARINI G.P., SPARNOCCHIA S. (1994) - The Seasonal and Interannual Variability in the Ligurian_Provençal Basin. Seasonal and Interannual Variability of the western Mediterranean Sea. *Coastal and Estuarine Studies*, **46**: 93-113.

BERTRAND J.A., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (1997) - An international bottom trawl survey in the Mediterranean. the MEDITS programme. *1997 ICES annual science conference*. CM 1997/Y:03: 1-16.

BERTRAND J.A., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2000a) - An international bottom trawl survey in the Mediterranean: the MEDITS Programme. In: Demersal resources in the Mediterranean. Proceedings of the Symposiumon Assessment of demersal resources by direct methods in the Mediterranean and adjacent seas. Pisa (Italy), 18-21 marzo 1998. Bertrand and Relini Eds. *IFREMER, Actes de Colloques*, **26**: 76-93.

BERTRAND J.A., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2000b) - Contribution on the distribution of elasmobranchs in the Mediterranean (from the Medits surveys). *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 385-399.

BERTRAND J.A., GIL DE SOLA L., PAPACOSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2000c) - Distribution of juveniles of some demersal species in the northern Mediterranean. *Biol. Mar. Medit*., **7** (3): 81-97.

BERTRAND J.A., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (2002) - The general specifications of the Medits surveys. *Scientia Marina,* **66** (Suppl. 2): 9-17.

BERTULETTI M., ORSI RELINI L. (1986) - *Sepiolidae* dei fondi strascicabili del Mar Ligure. *Nova Thalassia*, **8** (Suppl. 3): 679-680.

BOUCHER J., IBANEZ F., PRIEUR L. (1987) - Daily and seasonal variation in the spatial distribution of zooplankton populations in relation to the physical structure in the Ligurian Sea Front. *J. Mar. Res*., **45**: 133-173.

BRIAN A. (1930) - La presenza del *Chlorotocus gracilipes* A.M. Edw. nel mare ligustico. *Riv. Sc. Nat. Siena*, **23** (3-4), 25-26.

BRIAN A. (1931) - La biologia del fondo a "Scampi" nel Mar Ligure. 5. *Aristaeomorpha*, *Aristeus*, ed altri macruri natanti. *Boll. Mus. Zool. Anat. Comp. R. Univ., Genova*, **11**: 1-6.

BRIAN A. (1932) - I gamberi rossi del Mercato di Genova. *Corriere della Pesca, Roma*, **6**: 50-52.

BRIAN A. (1933) - La presenza del gambero *Pasiphaea multidentata* Esm. nel mercato di Genova. *Corriere della Pesca, Roma*, **7**: 51-52.

BRIAN A. (1936) - Importanza dei crostacei nell'alimentazione dei Potassoli del Mar Ligure (*Gadus poutassou* Düben). *Boll. Mus. Zool. Anat. Comp. R. Univ., Genova*, **16** (87): 1-14.

BRIAN A. (1938) - L'armatura triturante dello stomaco di alcuni Peneidi mesoabissali e della *Pasiphaea multidentata* Esmark. *Monit. Zool. Ital. Firenze*, **49** (6): 153-165.

BRIAN A. (1941) - *I Crostacei eduli del mercato di Genova (Decapoda Natantia).* Tipografia Badiali, Genova: 3-51.

BRIAN A. (1942) - I Crostacei eduli del Mercato di Genova (Decapoda natantia). *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol.,* **18**: 25-60.

BRUSA A. (1950) - La pesca in Liguria tra Portofino e Moneglia. *Annali di Ricerche e Studi di Geografia. Genova*: 1-30.

CADDY J.F. (1993) - Some future perspective for assessment and management of Mediterranean fisheries. In: Lleonart J. (ed), Northwestern Mediterranean Fisheries. *Scientia Marina,* **57** (2-3): 121-130.

CADDY J.F., GARCIA S. (1982) - Production modelling without long data series. *FAO Fish Rep*., **278**: 309-313.

CATTANEO M., ALBERTELLI G. (1983) - Macrobenthos dei fondi batiali liguri. *Atti V Congr. A.I.O.L.*: 251-260.

CAU A., CARBONELL A., FOLLESA M.C., MANNINI A., NORRITO G., ORSI RELINI L., POLITOU C.Y., RAGONESE S., RINELLI P. (2002) - Medits – based information on the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* (Crustacea: Decapoda: Aristeidae). *Sci. Mar*., **66** (Suppl. 2): 103-124.

CORRADI N., FANUCCI F., FIERRO G., FIRPO M., PICCAZZO M., MIRABILE L. (1984) - La piattaforma continentale ligure: caratteri, struttura ed evoluzione. *Rapporto Tecnico Finale del Progetto Finalizzato Oceanografia e Fondi Marini del C.N.R., Roma,* 1-34.

CORRADI N., FANUCCI F., FIERRO G., FIRPO M., PICCAZZO M., RAMELLA A., TUCCI S. (1987) - Importance des canyons sous-marins dans la dynamique sédimentaire de la Mer Ligure, *Quaderni 1st. Geol. Univ. Genova*, **8** (4), 73-104.

DRAVA G., CAPELLI R., MINGANTI V., DE PELLEGRINI R., ORSI RELINI L., IVALDI M. (2004) - Trace elements in the muscle of red shrimp Aristeus antennatus (Risso, 1816) (Crustacea, Decapoda) from Ligurian sea (NW Mediterranean): variations related to the reproductive cycle. *Science of the Total environment,* **321**: 87-92.

FANCIULLI G., RELINI ORSI L. (1979) - Biologia di *Phycis blennioides* (Osteichthyes, Gadidae). II - Rapporto sessi e osservazioni sulla maturità sessuale. *Atti Soc. Tosc. Sc. Nat., Memorie ser. B*, **86**, Suppl.: 383-387.

FANCIULLI G., RELINI ORSI L. (1980) - Biologia di *Phycis blennioides* (Brunn.). 3. L'accrescimento. *Mem. Biol. Marina e Oceanogr.,* Suppl., **10**: 391-392.

FANUCCI F., FIERRO G., PICCAZZO M. (1990) - The Ligurian Sea: physical features. In: H.D. Smith, A. Vallega (eds), *The management of semi-enclosed seas: the emerging global pattern and the Ligurian case*. Genova: 195-213.

FIORENTINO F., MASSI D., RELINI G., ZAMBONI A. (1995) - Rendimenti dello strascico batiale del mar ligure centro-orientale in una serie pluriennale di osservazioni. *Biol. Mar. Medit*., **2** (2): 191-197.

FIORENTINO F., ORSI RELINI L., ZAMBONI A., RELINI G. (1998a) - Remarks about the optimal harvest strategy for red shrimps (*Aristeus antennatus*, Risso 1816) on the basis of the Ligurian experience. In: J. Lleonart (ed), *Marine Population Dynamics, Cahiers Options Méditerranéennes*, **35**: 323-333.

FIORENTINO F., ZAMBONI A., ORSI RELINI L. (1996) - La valutazione dello sfruttamento di *Merluccius merluccius* (L.) nel mar Ligure mediante il modello strutturale di Thompson e Bell. *Biol. Mar. Medit*., **3** (1): 548-552.

FIORENTINO F., ZAMBONI A., RELINI G. (1998b) - La selettività della rete a strascico in *Merluccius merluccius* sulla base delle esperienze riportate in letteratura. *Biol. Mar. Medit*., **5** (2): 465-474.

GAVAGNIN P., GARIBALDI F., ORSI RELINI L. e PALANDRI G. (1992) - Cattura di un raro pesce bericiforme nelle acque profonde del Mar Ligure. *Oebalia,* **17** (2) (Suppl.): 57-60.

IREPA (2003) - Osservatorio Economico sulle strutture produttive della pesca marittima in Italia 2003. XII rapporto, Collana Irepa Ricerche, Franco Angeli, Milano, 2004: 237 pp.

IREPA (2005) - Osservatorio Economico sulle strutture produttive della pesca marittima in Italia 2005. Franco Angeli, Milano, 2007: 191 pp.

IREPA (2007) - Osservatorio Economico sulle strutture produttive della pesca marittima in Italia 2005. Franco Angeli, Milano, 2007 Liguria: 71-76.

ISOLA P., RELINI G. (1983-84) - Osservazioni sulla biologia riproduttiva di *Cepola macrophthalma* (L.) in Mar Ligure. *Nova Thalassia*, Suppl, **6**: 705.

ISSEL R. (1918) - *Biologia Marina*. Ed. Hoepli, Milano.

ISSEL R. (1930) - La biologia del fondo a "Scampi" nel Mar Ligure. Scopi e piano dell'indagine. *Boll. Mus. Zool. Anat. Comp. Univ., Genova*, **10**: 1-3.

ISSEL R. (1931) - La biologia del fondo a "scampi" nel Mar Ligure. III: Cefalopodi e Pesci. *Boll. Mus. Zool. Anat. Comp. Univ. Genova*, **11**: 1-8.

ISSEL R. (1932a) - La fauna profonda del Golfo di Genova dal punto di vista ecologico e pratico. *Boll. Zool.,* **3**(1): 15-21.

ISSEL R. (1932b) - Vita e sfruttamento degli abissi marini. *Il Corriere della Pesca*, N° 19-20-21.

IWAMOTO T., UNGARO N. (2002) - A new grenadier (Gadiformes,Macrouride) from the Mediterranean. *Cybium,* **26** (1): 27-32.

LACOMBE H. (1988) - Considérations générales sur l'océanographic physique méditerranéene. *Oceanol. Acta*, **9** (Special Issue): 7-12.

LA PESCA IN LIGURIA (1984) - A cura di: Riccardo Cattaneo Vietti. Centro Studi Unioncamere Liguri: 193 pp.

LIGAS A., BAINO M., BARONE M., BELCARI P., CARPENTIERI P. CRISCOLI A., MANNINI A., RELINI G., VIVA C. (2006) - Analisi di serie storiche di campagne di pesca a strascico nel Mar Ligure e nel Mar Tirreno. *Biol. Mar. Medit.,* **13** (1): 87-95.

MANNINI A., PIANO T., RELINI G., ZAMBONI A. (2004) - Andamento delle frazioni del pescato delle campagne sperimentali di pesca a strascico in Mar Ligure. *Biol. Mar. Medit*., **11** (2) parte seconda: 599-602.

MASSI D., FIORENTINO F., ZAMBONI A., RELINI G. (1994) - Variazioni della biomassa sbarcata e della tipologia della pesca a strascico di S. Margherita Ligure nell'ultimo quinquennio. *Biol. Mar. Medit*., **1** (1): 325-326.

MAURIN C. (1960) - Les crevettes profondes du littoral français de la méditerranée; repartition selon la profondeur. Notes biométriques. *Rapp. Proc. Verb. CIESM*, **15** (2): 147-154.

MAURIN C. (1962) - Etude des fonds chalutables de la Méditerrannée Occidentale (Ecologie et pēche). Résultats des campagnes des navires océanographiques 'Président-Théodore-Tissier' 1957 à 1960 et 'Thalassa' 1960 et 1961. *Rev. Trav. Inst. Pêche marit*., **26** (2): 163-218.

MAURIN C. (1968) - Ecologie icthyologique des fondes chalutables atlantiques (de la baie ibéro-marocaine à la Mauritainie) et de la Méditerrannée Occidentale. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.,* **32** (1): 5-147.

MINGANTI V., CAPELLI R., DE PELLEGRINI R., ORSI RELINI L., RELINI G. (1990) - The presence of inorganic and organic mercury and selenium in *Nephrops norvegicus* from the Ligurian Sea. *The Science of the total Environment*, **95**: 53-60.

MINGANTI V., CAPELLI R., DE PELLEGRINI R., ORSI RELINI L., RELINI G. (1996) - Total and organic mercury concentrations in offshore crustaceans of the Ligurian Sea and their relations to the trophic levels. *The Science of the Total Environment*, **184**: 149-162.

MINISTERO DELL'AGRICOLTURA E DELLE FORESTE (1931) - La pesca nei mari e nelle acque interne d'Italia". *Istituto Poligrafico dello Stato*, **2**: 710 pp.

MINISTERO MARINA MERCANTILE (1968) - Il fondo del mare da Capo Noli a Sestri Levante con annessa carta di pesca n° 7, a cura di N. Fusco. Organizzazione Poligrafica Industriale. Roma, 1968.

MOLTONI E. (1922) - Contributo alla conoscenza dei Crostacei Decapodi Brachiuri ed Anomuri della Liguria. *R. Comitato Talassogr. Ital*., **99**: 1-30.

MORI M., RELINI G. (1982) - Mating behaviour of *Geryon longipes* A. Milne Edwards 1881 (Crustacea Decapoda Brachyura) in captivity. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **3** (2-5): 173-178.

ORSI RELINI L. (1982) - The spawning of *Aristeus antennatus* in the Gulf of Genoa. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **3** (2-5): 157-162.

ORSI RELINI L. (1990) - Field observations of young *Ommastrephes bartrami* in offshore waters in the Ligurian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **32** (1): 243.

ORSI RELINI L. (1990) - *Synagrops japonicus* (Steindachner e Doderlein, 1884) (Pisces, Acropomatidae) nel Mediterraneo: un migrante lessepsiano? *Oebalia,* **16** (Suppl. 1-2): 217-224.

ORSI RELINI L., ARNALDI D. (1986) - Note di biologia della Triglia di fango *Mullus barbatus* L. 1758, del Mar Ligure; riproduzione e reclutamento. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, Suppl. **52**: 237-250.

ORSI RELINI L., BERTULETTI M. (1986) - Notes on the presence and distribution of the *Sepiolinae* in the Ligurian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **30** (2): 247.

ORSI RELINI L., BERTULETTI M. (1989) - *Sepiolinae* (Mollusca, Cephalopoda) from the Ligurian Sea. *Vie Milieu*, **39** (3/4): 183-190.

ORSI RELINI L., CAPPANERA M., FIORENTINO F. (1989a) - Spatial-temporal distribution and growth of *Merluccius merluccius* recruits in the Ligurian Sea. Observations on the 0 group. *Cybium*, **13** (3): 263-270.

ORSI RELINI L., CIMA C., PALANDRI G., RELINI M., TORCHIA G. (1995) - I Decapodi mesopelagici e l'alimentazione dei Decapodi batiali. *Biol. Mar. Medit*., **2** (2): 227-232.

ORSI RELINI L., FIDA B. (1992) - Note di biologia di *Pagellus bogaraveo* in Mar Ligure. *Oebalia,* **17** (2) (Suppl.): 81-86.

ORSI RELINI L., FIDA B., PALANDRI G. (1989b) - Osservazioni sulla riproduzione di *Lepidopus caudatus* (Euphrasen 1788), Osteichthyes, Trichiuridae, del Mar Ligure. *Oebalia*, **15** (2 n.s.): 715-723.

ORSI RELINI L., FIDA B., RELINI M. (1990) - Notes about *Schedophilus ovalis* (Osteichthyes, Centrolophidae) in the Ligurian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **32** (1): 272.

ORSI RELINI L., FIORENTINO F., CAPPANERA M. (1986) - The timing of recruitment of *Merluccius merluccius* in the Ligurian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **30** (2): 224.

ORSI RELINI L., FIORENTINO F., ZAMBONI A. (1989c-1991) - Le nurseries del nasello mediterraneo: dove, quando, perchè. *Nova Thalassia*, **10** (Suppl. 1): 407-416.

ORSI RELINI L., FIORENTINO F., ZAMBONI A. (1992) - Growth of the Mediterranean hake. Experiences gained in the Ligurian Sea. *Marine Eutrophication and Population Dynamics.* Ed. G. Colombo, Olsen & Olsen Pub. Denmark: 307-315.

ORSI RELINI L., MANNINI A., FIORENTINO F., PALANDRI G., RELINI G. (2006) - Biology and fishery of *Eledone cirrhosa* in the Ligurian Sea. *Fisheries Research,* **78** (2006): 72-88.

ORSI RELINI L., MASSI D. (1988) - Feeding of *Sepietta oweniana* (d'Orbigny 1839) along the slope of the Ligurian Sea: a preliminary note. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **31** (2): 255.

ORSI RELINI L., MASSI D. (1991) - The butterfly squid *Stoloteuthis leucoptera* in the Mediterranean. *J. Mar. Biol. Ass. U.K*., **71**: 47-51.

ORSI RELINI L., PALANDRI G., GARIBALDI F., GAVAGNIN P. (1995) - First record of *Beryx splendens* (Osteichthyes, Berycidae) in the Mediterranean. *Cybium,* **19** (3): 317 - 319.

ORSI RELINI L., PAPACONSTANTINOU C., JUKIC-PELADIC S., SOUPLET A., GIL DE SOLA L., PICCINETTI C., KAVADAS S., ROSSI M. (2002) - Distribution of the Mediter-

ranean 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.

ORSI RELINI L., PEIRANO A. (1982) - Osservazioni sull'accrescimento prematurativo del Potassolo del Mar Ligure (*Micromesistius poutassou* (Risso 1826), Osteichthyes, Gadidae). *Boll._Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **50** (Suppl.): 280-286.

ORSI RELINI L., PEIRANO A. (1983) - A length-age key for *Micromesistius poutassou* (Risso), Osteichthyes, Gadidae, of the Ligurian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **28** (5): 49-52.

ORSI RELINI L., PEIRANO A. (1985) - Biological notes on the blue whiting, *Micromesistius poutassou* Risso, of the Ligurian Sea. *FAO Fish. Rep*., **336**: 113-117.

ORSI RELINI L., PINCA S. (1990) - Reproductive patterns of *Pasiphaea sivado* in the Ligurian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **32** (1): 223.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1985a) - An attempt to assign Bertalanffy growth parameters to *Aristeus antennatus* Risso 1816 (Crustacea Decapoda) of the Ligurian sea. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.,* **29** (5): 301-304.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1985b) - Notes on the distribution, reproductive biology and fecundity of *Nephrops norvegicus* in the Ligurian Sea. *FAO Fish. Rep*., **336**: 107-111.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1985c) - The red shrimps fishery in the Ligurian Sea: mismanagement or not? *FAO Fish. Rep*., **336**: 99-106.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1986) - Displacements of *Aristeus antennatus* deduced by the structure of the fished stock in Portofino area (Eastern Ligurian Riviera). *Rapp. Comm. int. Mer_Médit*., **30** (2): 12.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1988) - An uncommom recruitment of *A. antennatus* (Risso) (Crustacea Decapoda Aristeidae) in the Gulf of Genoa. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **31** (2): 10.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1989) - Reproduction of *Nephrops norvegicus* L. in isothermal mediterranean waters. In: J.S. Ryland, P.A. Tyler (eds), *Reproduction, Genetics and Distributions of Marine Organisms*. Publ. Olsen e Olsen, Danimarca: 153-160.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1990) - The glass shrimp *Pasiphaea sivado* in the food chains of the Ligurian Sea. *Trophic Relationships in the Marine Environment*. Olsen and Olsen DK: 334-346.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1994) - Biological characteristics of *Aristeus antennatus* as highlighted by long-term observations in the Ligurian Sea. In: M.L. Bianchini, S. Ragonese (eds), *Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps* Aristaeomorpha foliacea *and* Aristeus antennatus. N.T.R. - I.T.P.P. Special Publication, **3**: 27-28.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1998a) - Long term observations of *Aristeus antennatus*: size structures of the fished stock and growth parameters, with some remarks about the recruitment. In: J. Lleonart (ed), *Marine Population Dynamics, Cahiers Options Méditerranéennes*, **35**: 311-322.

ORSI RELINI L., RELINI G. (1998b) - Seventeen instars of adult life in female *Aristeus antennatus* (Crustacea: Decapoda: Aristeidae). A new interpretation of life span and growth. *Journal of Natural History*, *1998*, **32**: 1719-1734.

ORSI RELINI L., RELINI G., PALANDRI G., RELINI M., GARIBALDI F., CIMA C., TORCHIA G., COSTA C. (1998) - *Meganyctiphanes norvegica* (Crustacea, Euphausiacea) in the Ligurian-Provençal basin: notes on population size structures and growth. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit*., **35**: 474-475.

ORSI RELINI L., RELINI G., ROMEO G., TUNESI L. (1983/84) - Reclutamento e primo accrescimento degli Sparidi del genere *Pagellus* sui fondi strascicabili costieri del Mar Ligure. *Nova Thalassia*, **6**, Suppl.: 489-501.

ORSI RELINI L., RELINI G., SEMERIA M. (1986) - Displacements of shoals of *Aristeus antennatus* deduced by the fishing activity of west-Ligurian trawlers. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **30** (2): 12 (3-IV-1).

ORSI RELINI L., SEMERIA M. (1983) - Oogenesis and fecundity in bathyal penaeid prawns, *Aristeus antennatus* and *Aristaeomorpha foliacea*. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **28** (3): 281-284.

ORSI RELINI L., TARTAGLIA M.P. (1992) - Notes on distribution and population structure of *Gennadas elegans* (Decapoda Aristaeidae) in the Ligurian Sea. *Oebalia,* **17** (2) (Suppl.): 87-91.

ORSI RELINI L., TUNESI L. (1987) - The structure of the spermatophore in *Aristeus antennatus* (Risso, 1816). *Inv. Pesq*., **51** (Suppl. 1): 461-470.

ORSI RELINI L., ZAMBONI A., FIORENTINO F., CAPPANERA M. (1988) - Mapping the nurseries of *Merluccius merluccius* in the Ligurian Sea: seasonal aspects of the distribution of recruits. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.,* **31** (2): 275.

ORSI RELINI L., ZAMBONI A., FIORENTINO F., RELINI G. (1997) - Vulnerabilità luce-dipendente del nasello *(Merluccius merluccius)* giovanile. *Biol. Mar. Medit*., **4** (1) : 262-268.
PALANDRI G., ORSI RELINI L. (1992) - I crostacei nell'alimentazione di *Lepidopus caudatus* (Euphrasen 1788) - Osteichthyes - Trichiuridae. *Oebalia,* **17** (2) (Suppl.): 145-146.
PARONA C. (1898) - La pesca marittima in Liguria. *Boll. Mus. Zool. Anat. Comp. Univ. Genova,* **3** (66): 1-69.
PEIRANO A., TUNESI L. (1986) - Aspetti della Biocenosi dei Fanghi Profondi nel Mar Ligure Centro-Orientale. *Nuova Thalassia*, **8** (Suppl. 3): 647-648.
PERES J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau Manuel de Bionomie Benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mat. Endoume*, **31** (47): 1-137.
PRIEUR L. (1985) - Systèmes frontaux en mer Ligure à partir des mesures multiparamètriques en continu. *Cour. Médiprod*., **2**: 2-5.
RELINI G. (1972a) - Rifiuti solidi lungo le coste e sui fondali della Liguria. *Atti II Convegno Côte d'Azur-Riviera dei Fiori: Pollutions et Aménagement*: 5 p. dell'estratto.
RELINI G. (1972b) - Degradazione dell'ambiente marino ad opera di scarichi di corpi solidi. Alcune conseguenze economiche, estetiche ed ecologiche. *Atti 2° Simposio Naz. Conserv. Nat*.: 133-143.
RELINI G. (1978/1981) - Campagna di pesca a strascico sui fondi batiali del Mar Ligure nell'ambito dei programmi finalizzati CNR. Atti 10° Congr. SIBM, Ancona. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca (1981)*, **3** (1 Suppl.): 111-122.
RELINI G. (1988) - Valutazione delle risorse demersali nei mari italiani: attività del Gruppo Tirrenico negli anni 1984-1985. *Atti Seminario delle Unità Operative responsabili dei Progetti di Ricerca promossi nell'ambito dello schema preliminare di piano per la pesca e l'acquacoltura*, Ministero Marina Mercantile e CNR, **3**: 1019-1040.
RELINI G. (1995) - La fauna ittica batiale del Mediterraneo con particolare riferimento ai campionamenti dello strascico. *Biol. Mar. Medit.,* **2** (2): 177-183.
RELINI G. (1998a) - I progressi della ricerca italiana sulla pesca a strascico. *Biol. Mar. Medit*., **5** (2): 3-21.
RELINI G. (1998b) - Valutazione delle Risorse Demersali. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 3-19.
RELINI G. (2000a) - La ricerca sulla pesca: le risorse demersali. *Biol. Mar. Medit.,* **7** (4): 13-45.
RELINI G. (2000b) - Demersal Trawl Surveys in Italian Seas: a short review. In: Demersal resources in the Mediterranean. In: **Bertrand J., Relini G. (eds), Proceedings of the Symposium on Assessment of demersal resources by direct methods in the Mediterranean and adjacent seas.** Pisa (Italy), 18-21 marzo 1998. IFREMER Ed., Plouzané, France. *Actes de Colloques*, **26**: 46-75.
RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (eds) (1999) - Sintesi sulle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo Centrale (Italia e Corsica). *Synthesis of the knowledge on bottom fishery resources in Central Mediterranean (Italy and Corsica). Biol. Mar. Medit*., **6** (Suppl. 1): 869 pp.
RELINI G., BIAGI F., SERENA F., BELLUSCIO A., SPEDICATO M.T., RINELLI P., FOLLESA M.C., PICCINETTI C., UNGARO N., SION L., LEVI D. (2000) - I Selaci pescati con lo strascico nei mari italiani. *Biol. Mar. Medit*., **7** (1): 347-384.
RELINI G., DE ROSSI C., PIANO T., ZAMBONI A. (2002) - Osservazioni sui Cefalopodi dei fondi strascicabili liguri. *Biol. Mar. Medit*., **9** (1): 792-795.
RELINI G., FIORENTINO F., ZAMBONI A., MASSI D., ORSI RELINI L. (1998a) - Sintesi delle ricerche sulla pesca a strascico negli anni 1985-97. Unità Operativa 1. *Biol. Mar. Medit*., **5** (3): 20-29.
RELINI G., MANNINI A., ROSSI M. (2001) - Trend of trawl catches in the Ligurian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Medit.,* **36**: 315.
RELINI G., MANNINI A., PIANO T. (2003) - Annotated checklist of the Skates (Chondrichthyes, Rajidae) in the Northern Ligurian Sea. *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 882-885.
RELINI G., MANNINI A., PIANO T. (2004) - Demersal selachians in the Ligurian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **37**: 425.
RELINI G., ORSI RELINI L. (1987) - The decline of red shrimp stocks in the Gulf of Genoa. *Investig. Pesqueras* , **51** (Suppl.): 245-260.
RELINI G., ORSI RELINI L., FIORENTINO F., MASSI D., ZAMBONI A. (1994) -Considerazioni sullo stato di sfruttamento delle Risorse Demersali (Atti Seminario sulla regolazione dello sforzo di pesca - Roma 1992). *Biol. Mar. Medit.,* **1** (2): 11-21.
RELINI G., ORSI RELINI L., FIORENTINO F., MASSI D., ZAMBONI A. (1996) - Valutazione delle risorse demersali. *Relazione finale del programma GRUND - U.O.G.,* **1**: 191 pp.

RELINI G., PEIRANO A., TUNESI L. (1986) - Osservazioni sulle comunità dei fondi strascicabili del Mar Ligure Centro Orientale. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **52** (Suppl.): 139-161.

RELINI G., PEIRANO A., TUNESI L., ORSI RELINI L. (1988) - Valutazione delle risorse demersali nei mari italiani: Campagne 1985 nel Mar Ligure centro-orientale. *Atti Seminario delle Unità Operative responsabili dei progetti di ricerca promossi nell'ambito dello schema preliminare di piano per la pesca e l'acquacoltura,* Ministero Marina Mercantile e CNR, **3**: 1071-1101.

RELINI G., PEIRANO A., TUNESI L., ORSI RELINI G. (1987-1989) - L'incidenza delle frazioni non commerciali nella pesca a strascico nel Mar Ligure Centro-Orientale. *Oebalia,* **15** (2) n.s.: 819-822.

RELINI G., PICCINETTI C. (1996) - Ten years of trawl surveys in Italian seas (1985-1995). *FAO Fish Report*, **533** (Suppl.): 21-41.

RELINI G., ZAMBONI A., MASSI D., FIORENTINO F. (1998b) - Behaviour of the exploited demersal resources of the Ligurian Sea through twelve year series of biomass indices. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, **35**: 480-481.

RELINI M., 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**: 357-361.

RELINI M., MAIORANO P., D'ONGHIA G., ORSI RELINI L., TURSI A., PANZA M. (2004) - Recaptures of tagged deep-sea shrimps *Aristeus antennatus* (Risso 1816) in the Mediterranean. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **37**: 424.

RELINI M., RELINI ORSI L., RELINI G. (1994) - An offshore buoy as a FAD in the Mediterranean. *Bull. Mar. Science*, **55** (2-3): 1099-1105.

RELINI ORSI L. (1971) - Primo ritrovamento di un adulto di *Oculospinus brevis* Koefoed 1927 (Pisces, Brotulidae) in Mediterraneo. *Ann. Mus. Civ. St. Nat. Genova*, **78**: 247-255.

RELINI ORSI L. (1971) - Segnalazione di *Physiculus dalwigkii* Kaup 1858 (Osteichthyes Moridae) nel Golfo di Genova. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **39**: 103-106.

RELINI ORSI L. (1973) - Considerazioni sulla fauna di fondi batiali strascicabili del Golfo di Genova. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.,* **22** (4): 89.

RELINI ORSI L. (1973) - I Crostacei batiali del Golfo di Genova nelle osservazioni di Alessandro Brian e nelle condizioni attuali. *Atti 5° Congr. Naz. SIBM, Nardò.* Ed. Salentina: 25-40.

RELINI ORSI L. (1973) - Nuovi reperti di Crostacei Decapodi su fondi batiali del Mar Ligure. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova,* **41**: 43-49.

RELINI ORSI L. (1974) - Un ambiente marino di grande interesse naturalistico: i fondi batiali al largo del Promontorio di Portofino. *Atti 4° Simposio Naz. Conserv. Natura,* Bari, **1**: 141-148.

RELINI ORSI L. (1974) - Note di anatomia e biologia di *Oculospinus brevis* (Osteichthyes, Brotulidae) (A contribution to the biology of *Oculospinus brevis*). *Mem. Biol. Marina e Oceanogr*., **4**: 405-420.

RELINI ORSI L. (1976) - Fishes of Brotulidae family of Ligurian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **23** (8): 37-38.

RELINI ORSI L. (1976) - Note di biologia dell'alimentazione di *Mora moro* (Risso 1810) (Osteichthyes, Moridae). *Arch. Oceanogr. Limnol.,* **18**, Suppl. 3: 375-387.

RELINI ORSI L. (1980) - Aspetti riproduttivi in *Aristeus antennatus* (Risso 1816) (Decapoda, Penaeidae). *Mem. Biol. Marina e Oceanogr.,* Suppl., **10**: 285-289.

RELINI ORSI L., COSTA M.R. (1975) - Segnalazione di *Funchalia woodwardi* Johnson in Mar Ligure (Crustacea Decapoda, Penneidae). *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **43**: 33-39.

RELINI ORSI L., COSTA M.R., FANCIULLI G., MORI M.,RELINI G., VACCHI M., WURTZ M. (1979) - Campagna di pesca a strascico batiale nel Mar Ligure: risultati e problemi. *Atti Convegno Scientifico Nazionale del Progetto Finalizzato Oceanografia e Fondi Marini*, Roma, (5-7 Marzo 1979): 243-255.

RELINI ORSI L., FANCIULLI G. (1981) - Biologia di *Phycis blennioides*: distribuzione e alimentazione sui fondi da pesca batiali del Mar Ligure. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **3** (1), Suppl.: 135-144.

RELINI ORSI L., GAVAGNIN P.E. (1974) - Segnalazione di *Cataetyx laticeps* (Osteichthyes, Brotulidae) nei mari italiani. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova,* **42**: 85-92.

RELINI ORSI L., ISOLA G., MORI M., RELINI G., VACCHI M. (1982) - Risultato di un quinquennio di osservazioni sulla pesca a strascico profonda in Liguria. *Atti del Convegno delle Unità Operative afferenti ai sottoprogetti Risorse Biologiche e inquinamento marino*, (Roma, 10-11 Novembre 1981): 321-337.

RELINI ORSI L., MORI M. (1977) - Osservazioni sull'alimentazione di *Geryon longipes* A. Milne Edwards 1881 (Crustacea Decapoda Brachyura) dei fondi batiali liguri. *Atti IX Congr. SIBM,* Ischia: 375-387.

RELINI ORSI L., MORI M. (1979) - Biologia riproduttiva della femmina del granchio edule batiale *Geryon longipes* A. Milne Edwards. *Quad. Civ. Staz. Idrobiol*., Milano, **7**: 9-38.

RELINI ORSI L., MORI M. (1981) - Osservazioni preliminari sulla distribuzione e la riproduzione di *Geryon longipes* A. Milne Edwards 1881 (Crustacea Decapoda Brachyura) nel Mar Ligure. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **3** (1), Suppl.: 145-153.

RELINI ORSI L., PESTARINO M. (1981) - Riproduzione e distribuzione di *Aristeus antennatus* (Risso 1816) sui fondi batiali liguri. Nota preliminare. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **3** (1), Suppl.: 123-133.

RELINI ORSI L., RELINI G. (1970) - Ritrovamento di *Paraliparis leptochirus* (Tortonese 1959) (Osteichthyes Liparidae) nel Golfo di Genova. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova,* **38**, 262: 65-72.

RELINI ORSI L., RELINI G. (1971) (1971-72) - Recenti reperti ittiologici su fondi fangosi batiali del Mar Ligure. *Quad. Civ. Staz. Idrobiol. Milano*, **3/4**: 5-18.

RELINI ORSI L., RELINI G. (1972a) - Considerazioni su alcuni organismi dei fondali batiali tra Capo Vado e la Gorgona. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **40**: 27-45.

RELINI ORSI L., RELINI G. (1972b) - Note sui Crostacei Decapodi batiali del Mar Ligure. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova,* **40**: 47-73.

RELINI ORSI L., RELINI G. (1973) - Nuove segnalazioni di pesci nel Mar Ligure e composizione dell'ittiofauna (Osteitti) dei fondi batiali strascicabili. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **41**: 51-62.

RELINI ORSI 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.

RELINI ORSI L., RELINI G. (1982) - La pesca a strascico mesobatiale in Mar Ligure e la ricerca finalizzata. *Naturalista Sicil.,* S. **4, 6** (Suppl.): 375-387.

RELINI ORSI L., SEMERIA M. (1982) - Maturazione ovarica nel peneide batiale *Aristeus antennatus*. *Naturalista Sicil.,* S. **4, 6** (Suppl.): 121-122.

RELINI ORSI L., TUNESI L. (1982) - Fisiomorfologia dell'apparato riproduttore maschile di *Aristeus antennatus*. *Naturalista Sicil.,* S. **4, 6** (Suppl.): 123-124.

RELINI ORSI L., VACCHI M. (1978) - Prima segnalazione di *Pandalina profunda* Holthuis, 1946 (Decapoda Natantia) nel Mar Ligure. *Oebalia,* **4**: 37-40.

RELINI ORSI L., WURTZ M. (1975) - Osservazioni sull'alimentazione di *Galeus melastomus* (Chondrichthyes, Scyliorhinidae) dei fondi batiali liguri. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **2** (1): 17-36.

RELINI ORSI L., WURTZ M. (1976) - Ricerche sull'alimentazione di *Etmopterus spinax* (Condrichthyes, Squalidae). *Boll. Pesca Pescic. Idrobiol.,* **31** (1-2): 257-265.

RELINI ORSI L., WURTZ M. (1977a) - Patterns and overlap in the feeding of two selachians of bathial fishing grounds in the Ligurian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.,* **24** (5): 89-94.

RELINI ORSI L., WURTZ M. (1977b) - Aspetti della rete trofica batiale riguardanti *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) (Crustacea, Penaeidae). *Atti IX Congr. SIBM,* Ischia: 389-398.

RELINI ORSI L., WURTZ M. (1979a) - Biology of *Trachyrhynchus trachyrhynchus* (Risso 1810) (Osteichthyes, Macruridae) during the first years of benthic life. *Rapp. Comm. int. Mer Mèdit.,* **25/26** (10): 71-77.

RELINI ORSI L., WURTZ M. (1979b) - Biologia di *Nezumia aequalis* (Osteichthyes, Macruridae) sui fondi da pesca batiali liguri. *Quad. Civ. Staz. Idrobiol.,* Milano, **7**: 75-98.

ROSSI L. (1958) - Contributo allo studio della fauna di profondità vivente presso la riviera ligure di levante. *Ann. Mus. Civ. St. Nat. Genova,* Suppl., *Doriana*, **2**: 1-13.

SANTUCCI R. (1926a) - Lo sviluppo e l'ecologia postembrionale dello Scampo (*Nephrops norvegicus*) nel Tirreno e nei mari nordici. *R. Com. Tals. Ital. Mem*., **125**: 1-36.

SANTUCCI R. (1926b) - Lo sviluppo postembrionale dell' Aragosta (*Palinurus vulgaris*) e dello Scampo (*Nephrops norvegicus*) . Nota riassuntiva. *Boll. Mus. Zool. Anat. Comp. R. Univ. Genova,* **6** (6): 31-33.

SANTUCCI R. (1927) - Uno stadio di sviluppo non ancora descritto dello Scampo (*Nephrops norvegicus*). *R. Com. Tals. Ital. Mem*., **128**: 1-6.

SANTUCCI R. (1930) - La biologia dei fondi a "Scampi" nel Mar Ligure. 1. Lo scampo, *Nephrops norvegicus* (L.) Nota preliminare. *Boll. Mus. Zool. Anat. Comp. Univ. Genova*, **10** (41): 1-4.

SANTUCCI R. (1931) - La biologia del fondo a "Scampi" nel Mar Ligure. IV. *Polycheles typhlops* Heller, Decapodo erionide. *Boll. Mus. Zool. Anat. Comp. Univ. Genova*, **11** (44): 1-5.

SANTUCCI R. (1932a) - La fauna profonda e la pesca dello Scampo nel Mar Ligure. *Corriere della pesca, Roma*, **6** (8-10).
SANTUCCI R. (1932b) - Su alcune anomalie del rostro dello Scampo. *Boll. Mus. Lab. Zool. Anat. Comp. R. Univ. Genova*, **12** (49).
SANTUCCI R. (1932c) - La biologia del fondo a "Scampi" nel Mar Ligure. VI. Per la biologia del *Nephrops norvegicus* L. Notizie etologiche e descrizione della muta. *Boll. Mus. Lab. Zool. Anat. Comp. R. Univ. Genova*, **12** (50): 1-11.
SANTUCCI R. (1932d) - La biologia del fondo a "Scampi" nel Mar Ligure. VII. Per la conoscenza del *Polycheles typhlops* Heller del Mediterraneo. *Boll. Mus. Lab. Zool. Anat. Comp. R. Univ. Genova*, **12** (56): 1-4.
SANTUCCI R. (1933) - Biologia del fondo a "Scampi" nel Mar Ligure. I°. *Polycheles typhlops* Heller. *R. Com. Tals. Ital. Mem.,* **199**: 1-49.
SANTUCCI R. (1934) - Un crostaceo abissale cieco sui fondi a "Scampi" del Mar Ligure. *Corriere della Pesca, Roma*, **8** (2).
SARDÁ F. (1987) - Report of the working group in deeper-water shrimps and prawns. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit*., **30** (3): 116-126.
SARDÁ F. (1989) - Report of the working group in deeper-water shrimps and prawns. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, **31** (3): 155-161.
SOURNIA A. (1993) - Frontal studies in JGOFS-FRANCE: a four year summary. *Ann. Inst. Oceanogr.*, **69** (1): 47-55.
SOURNIA A., BRYLINSKY J.M., DALLOT S., LE CORRE P., LEVEAU M., PRIEUR L., FROGET C. (1990) - Fronts hydrologiques au large des côtes françaises: les sites-ateliers du programme frontal. *Oceanol. Acta,* **13**: 413-418.
TORCHIO M. (1963) - Segnalazione di due adulti di *Symphurus ligulatus* (Cocco, 1844) nel Mar Ligure. *Atti Soc. Ital. Sc. Nat*., Milano, **102** (3): 272-76.
TORCHIO M. (1971) - Sul *Symphurus ligulatus* (Cocco) (Osteichthyes Pleuronectiformes). *Natura*, **62** (3): 259-276.
TORTONESE E. (1959) - Un nuovo pesce mediterraneo di profondità: *Eutelichthys leptochirus*, n. gen. e n. sp. (fam. Eutelichthyidae, nov.). *Ann. Mus. Civ. St. Nat. Genova*, **71**: 226-232.
TORTONESE E. (1965) - *Pesci e Cetacei del mar Ligure*. Bozzi Ed., Genova.
TORTONESE E., CASANOVA QUEIROLO L. (1970) - Contributo allo studio della ittiofauna del Mar Ligure orientale. *Ann. Mus. Civ. St. Nat. Genova*, **78**: 21-46.
TORTONESE E., RELINI ORSI L. (1970) - Osservazioni intorno a un *Bathypterois* (Pisces) catturato nel Golfo di Genova. *Ann. Mus. Civ. St. Nat. Genova*, **78**: 181-188.
TROTTI L., MANFREDI A. (1971) - Ricerche biochimiche sulla *Aristaeomorpha foliacea* (Risso). *Atti Accad. Lig. Sc . lett*., **28**: 1-21.
TUNESI L. (1987) - The structure of spermatophore in *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1816). *Investigacion Pesquera,* **51**: 471-476-
TUNESI L., PEIRANO A. (1985) - Cartographic bionomique des fonds en face de Chiavari (Mer Ligure - Italie) entre 20 et 300 mètre de profondeur. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **29** (6): 213-216.
VACCHI M., RELINI ORSI L. (1979) - Alimentazione di *Chimaera monstrosa* L., sui fondi batiali liguri. *Atti Soc. Tosc. Sc. Nat., Mem.,* ser. B. **86**, suppl.: 388-391.
VACCHI M., RELINI ORSI L. (1979) - Aspetti riproduttivi in *Etmopterus spinax* L. (Condrichthyes, Squalidae). *Quad. Civ. Staz. Idrobiol., Milano*, **7**: 63-74.
WURTZ M. (1977) - Osservazioni sull'alimentazione di *Helicolenus dactylopterus* (Delaroche, 1809) (Osteichthyes, Scorpaenidae) dei fondi batiali strascicabili del Mar Ligure. *Atti del IX Congresso S.I.B.M., Lacco Ameno d'Ischia*: 463-469.
WURTZ M. (1979) - I cefalopodi raccolti in Mar Ligure durante la campagna di pesca batiale 1977/78. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem., ser.B*, **86**, Suppl.: 374-377.
WURTZ M., PALUMBO F. (1985) - Notes on the role of Cephalopods in the bathyal food webs of the Ligurian sea. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit*., **29** (8): 227-230.
WURTZ M., REPETTO N. (1982) - Aspects of Cephalopod fishery in the Ligurian sea. *Rapp. Comm. Int. Mer. Medit*., **28** (5): 269-275.
WURTZ M., VACCHI M. (1981) - Ricerca di cicli nittemerali nella alimentazione di selaci batiali. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **3** (Suppl.): 155-164.

ZAMBONI A., FIORENTINO F., MASSI D., RELINI G., ORSI RELINI L. (1998) - Uno studio degli indici di biomassa ottenuti con i trawl surveys mediante tecniche statistiche non parametriche. *Biol. Mar. Medit*., **5** (2): 32-39.

ZOLEZZI G. (1941) - Su alcuni sistemi di pesca in uso in Liguria. *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol*., **19** (1): 35-71.

ZUNINI SERTORIO T. (1975). Ricerche quantitative sulla fauna batiale del Mar Ligure. *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol.*, **30** (2): 277-288.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 246-247

R. Baino, A. Ligas*, C. Mancusi, B. Reale*, S. De Ranieri*, F. Serena

Agenzia Regionale per la Protezione Ambiente della Toscana - Area MARE
Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.
f.serena@arpat.toscana.it
*CIBM, Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.

ANALISI DELLE CATTURE DI PESCI CARTILAGINEI DI ACQUE PROFONDE OTTENUTE NEI *TRAWL SURVEY* NELL'AREA TOSCANA

CATCH COMPOSITION AND ABUNDANCE OF DEEP-SEA ELASMOBRANCHS BASED ON TRAWL SURVEYS IN TUSCANY AREA

Abstract *– Biological and ecological characteristics of cartilaginous fishes have recently led to doubts on the feasibility of sustainable harvesting of many elasmobranch stocks also in the Mediterranean Sea. Catch composition, distribution and time series of abundance indexes of the most important deep-sea cartilaginous species are analysed. Results suggest a positive trend for the populations both in the southern and in the northern part of Tuscany area.*

Key-words*: time series, trawling, fishery survey, abundance, autocorrelation.*

Introduzione – I pesci cartilaginei giocano un ruolo ecologico importante dal momento che si trovano all'apice della catena alimentare. Data la loro scarsa resilienza a cambiamenti ambientali e il tipo di strategia K che mettono in atto, sono spesso utilizzati come indicatori biologici (Pratt *et al*., 1990; Dayton *et al*., 1995; Stevens *et al*., 2000). Gli aspetti biologici ed ecologici, associati spesso a risultati pessimistici di valutazione degli stock anche per il Mediterraneo (Ferretti *et al*., 2005), pongono seri dubbi sull'effettiva possibilità di uno sfruttamento sostenibile di molti stock di pesci cartilaginei (Bonfil, 1994). L'obbiettivo del presente lavoro è quello di valutare l'evoluzione temporale dei popolamenti di pesci cartilaginei batiali, analizzando le serie storiche di dati ottenute attraverso oltre 20 anni di trawl survey nei mari toscani. I trawl survey, infatti, rappresentano una importante fonte di dati per acquisire informazioni biologiche anche sulle specie batiali e per valutare il loro stato di sfruttamento.

Materiali e metodi – I dati utilizzati provengono da più di 20 anni di trawl survey condotti nell'area Toscana (Mar Ligure meridionale, Tirreno settentrionale) nella fascia batimetrica 10-800 m nell'ambito dei progetti GRUND e MEDITS. Viene descritta la composizione specifica delle catture, la loro distribuzione batimetrica e geografica. Gli indici di abbondanza (Kg/Km^2) e biomassa (N/Km^2) sono stati calcolati solo per quelle specie considerate di acque profonde, ovvero aventi una distribuzione batimetrica che si estende oltre i 500 metri di profondità. Solo per queste specie i dati normalizzati sono stati indagati con il metodo statistico MAFA (Min/max Autocorrelation Factor Analysis), un tipo di analisi delle componenti principali in cui gli assi rappresentano la misura di auto correlazione tra Y_t e Y_{t+k}, dove k rappresenta il "*time lag*" (Solow, 1994). Il primo asse ha la più alta correlazione con le variabili e rappresenta il trend principale. L'analisi è stata condotta utilizzando il software Brodgar 2.5.1 (www.brodgar.com). I trend degli indici di biomassa e di densità e del peso medio per le specie più abbondanti sono stati analizzati separatamente per la parte a nord e a sud dell'Isola d'Elba.

Risultati – In totale sono stati analizzati i dati di 2582 cale. Delle 31 specie di cartilaginei catturate, solo 11 possono essere considerate specie di acque profonde:

tra queste 5 specie di squaliformi, 5 specie di razze e la chimera. Si sono registrate catture sporadiche di *Dipturus batis, Hexanchus griseus, Leucoraja circularis, Leucoraja fullonica, Centrophorus granulosus, Dalatias licha* e *Raja clavata.* Le analisi dei trend sono state effettuate su 4 specie: *Galeus melastomus,* distribuito tra 150 e 750 m, *Etmopterus spinax,* catturato tra 200 e 750 m, *Chimaera monstrosa*, catturata tra 300 e 750 m di profondità e *Dipturus oxyrinchus*, ritrovata nel range 100-700 m. Le prime tre specie sono, comunque, maggiormente concentrate oltre i 400 m di profondità, mentre *D. oxyrinchus* è presente soprattutto nella fascia batimetrica tra 250 e 500 m. Per quanto riguarda gli indici di biomassa e densità, le analisi effettuate con il metodo MAFA hanno evidenziato un trend positivo seguito dalle quattro specie nell'area sud; nell'area nord queste specie seguono un trend più complesso, ma che sembrerebbe tendere all'aumento. Per quanto riguarda il peso medio i trend stimati nelle due aree sono simili tra loro e mostrano un andamento oscillante, stazionario o leggermente in aumento nel tempo; non tutte le specie, però, si correlano significativamente ai trend.

Conclusioni – I risultati ottenuti mostrano un aumento in biomassa, in densità e in peso medio per entrambe le aree toscane. Il trend positivo potrebbe essere spiegato da una diminuzione dello sforzo di pesca verificatosi in Toscana negli ultimi anni (Sartor *et al.*, 2006). Contemporaneamente si è, però, verificato uno spostamento delle barche con tonnellaggio maggiore verso aree profonde per la pesca dello scampo, il cui by-catch è rappresentato da alcune specie di pesci cartilaginei (Abella e Serena, 2005). Comunque, lo stato di sfruttamento non risulterebbe eccessivo dal momento che, sia a nord che a sud, queste aree di pesca si trovano molto lontane dalla costa, a più di trenta miglia dai porti di partenza, per cui solo una minima parte della flotta frequenta tali zone.

Bibliografia

ABELLA A., SERENA F. (2005) – Comparison of elasmobranch catches from research trawl surveys and commercial landings at Port of Viareggio, Italy, in the last decade. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.*, **35**: 345-356.

BONFIL R. (1994) – Overview of world Elasmobranch fisheries. *FAO Fisc. Tec. Pap.*, **341**.

DAYTON P.K.THRUSH S.F., AGARDY M.T., HOFMAN R.J.(1995) – Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv.*, **5**: 205-232.

FERRETTI F., MYERS R.A., SERENA F., SARTOR P. (2005) – Long-term dynamics of Chondrichthyan fish community in the upper Tyrrhenian Sea. *ICES CM 2005/N:25.*

PRATT H.L.JR., GRUBER S.H., TANIUCHI T. (1990) – Elasmobranch as living resources: advances in the biology, ecology, systematics and the status of the fisheries. *NOOA tech. Rep. NMFS*, **90**: 518 pp.

SOLOW A.R. (1994) – Detecting changes in the composition of a multispecies community. *Biometrics*, **50**: 556-565.

SARTOR P., ABELLA A., DE RANIERI S., LIGAS A., MANCUSI C., REALE B., RIA M. (2006) – Comparison of time series of landings per unit effort of commercial species exploited by two trawl fleets in Tuscany. *Biol. Mar. Medit.*, **13** (1): 167-177.

STEVENS J.D., BONFIL R., DULVY N.K., WALKER P.A. (2000) – The effect of fishing on sharks, rays and chimeras (Chondrichthyans) and the implication for marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.*, **57**: 476-494.

WALKER P.A. (1996) – Sensitive skates or resilient rays? *Annu. Rep. Neth. Inst. Sea. Res.*: 60-61.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 248-249

M.C. Follesa, C. Porcu, S. Cabiddu, A. Gastoni, A. Mulas, A. Cau

Department of Animal Biology and Ecology, University of Cagliari, Viale Poetto, 1 – 09126 Cagliari, Italy.
follesac@unica.it

FEEDING ECOLOGY OF *ALEPOCEPHALUS ROSTRATUS* (OSTHEICHTHYES, ALEPOCEPHALIDAE) ON THE CENTRAL WESTERN MEDITERRANEAN SLOPE (SARDINIAN CHANNEL)

ECOLOGIA TROFICA DI ALEPOCEPHALUS ROSTRATUS *(OSTHEICHTHYES, ALEPOCEPHALIDAE) NELLA SCARPATA DEL MEDITERANEO CENTRO-OCCIDENTALE (CANALE DI SARDEGNA)*

Abstract *– Feeding habits of* Alepocephalus rostratus *(Ostheichthyes) were investigated on the central western Mediterranean slope. Benthopelagic fauna such as pyrosomids and siphonophores were the main food items and benthic prey such as gastropods the secondary one. Seasonal variation was the main factor influencing the nature and quantity of prey ingested.*

Key-words: *diet, feeding habits,* Alepocephalus rostratus*, Central-Western Mediterranean deep-sea.*

Introduction – Knowledge of the feeding habits of the bathyal teleost *Alepocephalus rostratus*, Risso, 1820, the only representative of the Alepocephalidae family in the Mediterranean, is generally limited and fragmentary. The only data reported in literature for the Mediterranean Sea derive from studies carried out in the Catalan Sea, which refer to ontogenetic, bathymetric, and temporal trophic variations (Carrassón and Matallanas, 1990, 1998). Furthermore, the contribution to the morphometric characteristics of the alimentary tract are well known (Carrassón and Matallanas, 1994), as well as that to the trophic relationship between different bathyal species (Carrassón and Cartes, 2002). The present study aims to analyze the feeding habits and identify the main trophic strategies adopted by this species.

Materials and methods - The trophic study was carried out on 641 specimens of *A. rostratus*, caught between 2003 and 2006 in the Sardinian Channel at a depth ranging from 680 m to 1420 m. The total length (TL±0.1 cm) was recorded for each individual, and the prey was determined down to the lowest taxonomic level possible and weighed (provided it was integral). The quantitative importance of each prey group in the diet was determined using the Index of Relative Importance (I.R.I.). Diet diversity was studied using the Shannon (H') and Evenness (J') indexes, while the breadth of diet was calculated by the Levin Index (B). In order to reveal any ontogenetic and seasonal variations in resource exploitation, cluster analyses and non metric Multi Dimensional Scaling (using Primer v6 software) were carried out using the Bray-Curtis similarity index. Differences between the groups were statistically tested by means of ANOSIM.

Results - In the 351 *A. rostratus* stomachs containing food, 22 prey categories were identified, divisible over 5 taxa (tunicates, cephalopods, crustaceans, teleosts, and siphonophores). Sediment occurred in the stomachs of several specimens (37% of all stomachs examined). The trophic diversity proved to be very low (H'=1.00), as did the Evenness (J') and Levin (B) index values (0.33 and 0.03, respectively). The I.R.I. index values showed the pyrosomids (*Pyrosoma atlanticum*) to be the preferential prey (I.R.I.=9414), while the remainder were ingested only sporadically. In particular, the pyrosomids represented the preferential prey in winter, spring and summer with I.R.I. values increasing from the cold season to the warmer one (I.R.I.=17206). Instead, in

autumn the species fed preferentially siphonophores and benthopelagic fauna. All the other prey categories were ingested throughout the year. Furthermore, when analyzed according to 2 cm size classes, all groups appeared to be dominated by benthopelagic planktonic fauna. Hierarchic analyses carried out by size and season revealed two main groups, with a 50% Bray-Curtis level similarity: the first was formed by mature and immature individuals sampled in summer, and the second by those sampled in autumn, winter and spring. The ANOSIM test completely confirmed the dissimilarity between the three groups ($R=0.717$; $p<0.01$), showing significant statistical differences.

Conclusions – *A. rostratus* is a stenophagic predator, characterized by a specialized alimentary diet composed mainly of macroplankton (pyrosomids) as already reported for the Catalan Sea (Carrassón and Matallanas, 1990, 1998; Carrassón and Cartes, 2002) and for the Atlantic (Marshall and Merrett, 1977; Golovan and Pakhorukov, 1980; Mauchaline and Gordon, 1983). Moreover the high incidence of sediment among the stomach seemed a possible indicator of benthic feeding. In the oligotrophic areas, such as the deep-sea Mediterranean, the preferential exploitation of the pelagic resources, more energy-rich than benthic ones, probably represents a strategy of caloric maximization consuming prey. Finally, the presence of seasonal variation in the diet could be attributed to temporal fluctuation in the availability and composition of food.

References

CARRASSÓN M., MATALLANAS J. (1990) - Preliminary data about the feeding habits of some deep-sea Mediterranean fishes. *Journal of Fish Biology*, **36**: 461-463.

CARRASSÓN M., MATALLANAS J. (1994) - Morphometric characteristics of the alimentary tract of deep-sea Mediterranean teleosts in relation to their feeding habits. *Marine Biology*, **118**: 319-322.

CARRASSÓN M., MATALLANAS J. (1998). Feeding habits of *Alepocephalus rostratus* (Pisces: Alepocephalidae) in the western Mediterranean Sea. *J. Mar. Biol. UK,* **78**: 1295-1306.

CARRASSÓN M., CARTES J.E. (2002) - Trophic relationships in a Mediterranean deep-sea fish-community: partition of food resources, dietary overlap and connections within the benthic boundary layer**.** *Marine Ecology Progress Series*, **241**: 41-55.

GOLOVAN G.O., PAKHORUKOV N.P. (1980) - New data on the ecology and Morphometry of *Alepocephalus rostratus* (Alepocephalidae). *Journal of Ichthyology*, **20** (3): 77-83.

MARSHALL N.B., MERRETT N.R. (1977) - The existence of a benthopelagic fauna on the deep-sea. *Deep-Sea Research*, **24**: 483-497.

MAUCHLINE J., GORDON J.D.M. (1983) - Diets of clupeoid, stomiatoids and salmonoid fishes of the Rockall Trough, northeastern Atlantic Ocean. *Marine Biology*, **77**: 67-78.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 250-251

G. Garofalo, G.B. Giusto, S. Cusumano, G. Ingrande,
G. Sinacori, M. Gristina, F. Fiorentino

Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) - Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (IAMC)
Sede di Mazara del Vallo, Via Luigi Vaccara, 61 – 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.
germana.garofalo@irma.pa.cnr.it

SULLA CATTURA PER UNITÀ DI SFORZO DELLA PESCA A GAMBERI ROSSI SUI FONDI BATIALI DEL MEDITERRANEO ORIENTALE

CATCH PER UNIT EFFORT OF RED SHRIMP IN BATHYAL FISHING GROUNDS OF THE EASTERN MEDITERRENEAN

Abstract *– The recent spatial extension of the trawling activity of the Mazara del Vallo (southern Sicily) fleet targeting red shrimp, allowed us to compare catch rates from fishing grounds with different exploitation history. Highest catch rates were observed around the Maltese island and in the easternmost fishing grounds of the Mediterranean which are being exploited since 2004.*

Key-words*: catch per unit effort, red shrimps, trawling, virgin fishing grounds.*

Introduzione - Il gambero rosso *Aristaeomorpha foliacea*, Risso 1827 (Crustacea, Aristeidae) costituisce una delle principali risorse batiali del Mediterraneo (Cau *et al*., 2002) e la principale specie bersaglio della marineria mazarese (Ragonese *et al*., 1989). L'assenza di una pesca profonda rilevante oltre i 400-500 m nelle GSA dell'Egeo e del Mare di Levante e la riduzione delle rese di gambero rosso della flotta alturiera registrata negli ultimi anni, ha spinto alcuni comandanti mazaresi, a partire dal 2004, ad esplorare i fondi batiali "vergini" del mediterraneo orientale. Questo contributo vuole fornire una panoramica delle cattura per unità di sforzo (CPUS) del gambero rosso nelle diverse aree di pesca attualmente sfruttate dalle strascicanti mazaresi.

Materiali e metodi - Le informazioni presentate sono state raccolte tra l'autunno del 2004 e l'autunno del 2006 mediante log-books distribuiti ai capitani di 11 imbarcazioni a strascico di Mazara del Vallo abilitate alla pesca mediterranea. Si è richiesta la cattura in peso giornaliera per categoria commerciale del prodotto che viene congelato a bordo. Sono stati inoltre richiesti, per ogni giorno di attività, il numero di cale svolte, la loro durata, la posizione approssimativa e la profondità di inizio e fine cala. Sono state calcolate la cattura per ora di traino e la composizione percentuale delle quattro categorie commerciali attualmente usate per il gambero rosso.

Risultati - Il range di azione delle strascicanti di Mazara del Vallo copre buona parte delle GSA del Mediterraneo orientale (Fig. 1). La distribuzione delle CPUS mostra importanti differenze tra le aree: una situazione di crisi è evidente sui fondi del settore occidentale della GSA 21 (3,37 kg/h ±0,67; N=60) intensamente sfruttata negli ultimi anni; in contrasto, nel settore orientale della stessa GSA si registrano le CPUS più alte (10,36 kg/h ±3,52; N=24); le GSA più orientali del bacino e la GSA 15 (intorno alle isole maltesi) presentano CPUS che variano tra 6,6 kg/h ±3,15 (N=42; GSA 24) e 8,94 kg/h ±2,11 (N=32; GSA 26). Vale la pena segnalare che nella GSA 12, ai rendimenti medi abbastanza elevati è associata un'alta variabilità (7,02 kg/h ±6,01; N=14). La composizione percentuale delle catture per categorie commerciali evidenzia un'elevata incidenza dei gamberi di piccola taglia nelle GSA 12 e GSA 21 occidentale. Al contrario, le aree in cui i gamberi di più grossa taglia rappresentano la frazione più importante delle catture sono costitutite dai fondi delle GSA 15, 21 orientale e 24.

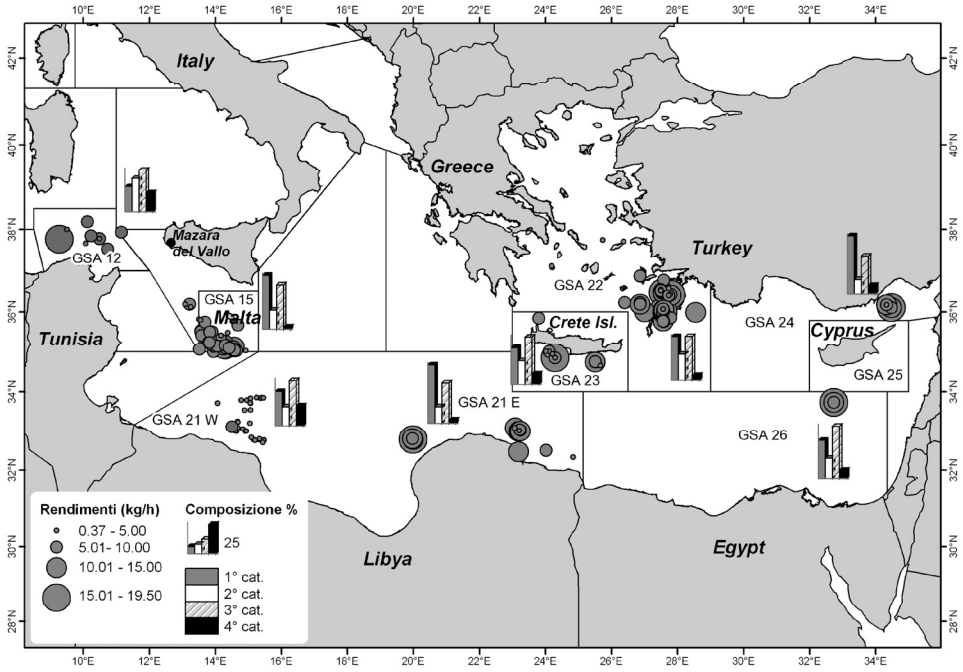


Fig. 1 - Catture per unità di sforzo e relativa composizione percentuale delle categorie commerciali di gambero rosso nelle diverse GSA sfruttate dalle strascicanti di Mazara del Vallo (2004-2006).

Catch per unit effort and percentage of commercial categories of red shrimp in the different GSAs exploited by Mazara del Vallo trawlers (2004-2006).

Conclusioni – Le basse CPUS dei fondi occidentali della GSA 21 sono da correlare all'elevata pressione di pesca esercitata negli ultimi dieci anni. Sebbene i fondi della GSA 12 siano sfruttati da almeno una ventina d'anni, la possibilità di ottenere tuttora buone CPUS, seppure con elevata variabilità, è da porre in relazione alle difficoltà di pesca legate alla natura dei fondali ed alla presenza di forti correnti. Le CPUS elevate ottenute nella GSA 15 sono associate al ridotto sforzo di pesca dovuto sia alla diffusa presenza delle "mazzare" di ancoraggio dei "cannizzi" (pesca della lampuga) che alla zona di gestione di pesca intorno alle acque maltesi. Infine, le CPUS delle altre aree soggette ad una pressione di pesca molto bassa e recente possono essere considerate rappresentative delle potenzialità produttive della specie in Mediterraneo.

Bibliografia

CAU A., CARBONELL A., FOLLESA M.C., MANNINI A., NORRITO G., ORSI RELINI L., POLITOU C.I., RAGONESE S., RINELLI P. (2002) – MEDITS–based information on the deep water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* (Crustacea: Decapoda: Aristeidae). *Sci. Mar*., **66** (Suppl. 2): 103-124.

RAGONESE S. (1989) – Prima valutazione dello stock di *Aristaeomorpha foliacea* Risso, 1827 (Crustacea, Aristeidae) del Canale di Sicilia. *Nova Thalassia*, **10** (Suppl. 1): 457-465.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 252-253

A. Mannini, S. Merello, L. Lanteri, E. Beccornia, G. Relini

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

ETMOPTERUS SPINAX (LINNAEUS, 1758) IN DIECI ANNI DI CAMPAGNE A STRASCICO GRUND IN MAR LIGURE

ETMOPTERUS SPINAX *(LINNAEUS, 1758) IN TEN YEARS OF GRUND TRAWL SURVEYS IN THE LIGURIAN SEA*

Abstract – Etmopterus spinax *data were collected during national trawl surveys GRUND carried out in the Ligurian Sea from 1994 to 2004. In this short note biomass and abundance indexes, mean length (LM), sex length frequency distribution and sex-ratio are described. Abundance index notably decreased, biomass index slightly decreased, while LM increased significantly. Females reach bigger size than males.*

Key-words: Etmopterus spinax*, Selachians, otter-trawl, surveys, Ligurian Sea.*

Introduzione – *Etmopterus spinax* (Chondrichthyes, Squalidae) rappresenta una cattura accessoria priva di valenza commerciale della pesca a strascico sui fondi batiali italiani. Numerosi Autori hanno studiato diversi aspetti della biologia (Orsi Relini e Wurtz, 1976; Vacchi e Orsi Relini, 1979; Marano *et al.*, 2000, Belluscio *et al.*, 2000) e valutato i rendimenti di cattura e la composizione demografica (Relini *et al.*, 2000, Sion *et al.*, 2004). Essendo i Selaci molto sensibili alla pressione di pesca possono essere utilizzati come indicatori dello stato di sfruttamento dei fondali. Questa nota riporta le elaborazioni in termini di rendimenti di cattura, taglie medie, distribuzioni lunghezza/frequenza e rapporto sessi in base ai dati raccolti in dieci anni (1994-2004) di campagne a strascico sperimentali GRUND condotte in Mar Ligure.

Materiali e metodi – I dati sono stati raccolti in 10 campagne di pesca a strascico sperimentale dal 1994 al 2004, condotte in Mar Ligure nell'ambito del progetto nazionale di valutazione delle risorse demersali GRUND (Relini, 1998, 2000). Nell'area di studio, che si estende dal confine francese a Punta Bianca (SP), sono state effettuate 210 cale orarie sui fondi batiali tra 200 e 800 m di profondità. Gli indici di biomassa (IB) e di abbondanza (IA) per km^2 (±dev. st.) sono stati calcolati come media per strato. Sono stati inoltre calcolati la taglia media (LM) delle distribuzioni di frequenza annuali ed il rapporto sessi (percentuale del totale di femmine sul totale delle catture) per anno. Gli andamenti degli indici nel tempo sono stati valutati con il coefficiente di correlazione di Pearson (r).

Risultati – L'analisi della serie temporale evidenzia un decremento sia in IB che in IA, quest'ultimo con r significativo ($p<0,05$), al contrario le taglie medie mostrano un trend crescente statisticamente significativo ($p<0,05$) (Tab. 1). Il rapporto sessi è

Tab. 1 - Indici di biomassa (IB), abbondanza (IA), taglie medie (LM) e *sex-ratio* di *E. spinax*. *Biomass (IB) and abundance (IA) indexex, mean lenght (LM) and sex-ratio of* E. spinax.

E. spinax	1994	1995	1996	1997	1998	2000	2001	2002	2003	2004	r	Trend
IB (kg/km^2)	15.07	14.33	7.76	11.01	13.97	7.00	5.01	9.09	12.86	10.29	-0.416	↘
IA (n/km^2)	180	189	78	131	117	74	59	93	79	66	-0.784	↘
LM (cm)	20.7	19.3	23.3	23.6	26.5	25.3	17.8	28.6	30.7	29.4	0.668	↗
Sex-ratio	54.5	56.3	64.4	59.6	62.0	63.2	59.4	60.5	70.0	58.9		

sbilanciato a favore delle femmine che rappresentano anche il 70% delle catture totali nel 2003. Nei dieci anni sono stati catturati 904 individui (541 femmine e 363 maschi) per taglie comprese tra 10 e 45 cm. Gli individui di taglia maggiore (oltre 36 cm di lunghezza) sono femmine (Fig. 1).

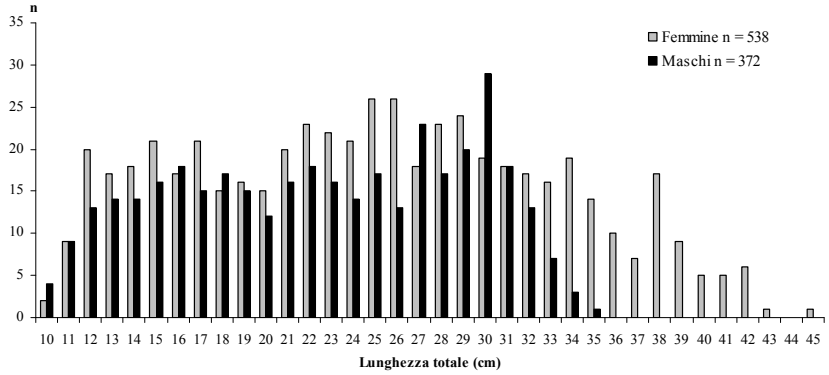


Fig. 1 - Distribuzione di taglia per sesso di *E. spinax* catturati dal 1994 al 2004 in Mar Ligure.
Size distribution per sex of E. spinax *caught from 1994 to 2004 in the Ligurian Sea.*

Conclusioni – I Selaci a causa del basso tasso di fecondità e dell'elevata taglia/età di prima maturazione sono molto vulnerabili all'aumento della mortalità da pesca e le loro variazioni quali-quantitative possono indicare situazioni di sovrasfruttamento (Stevens *et al*., 2000). L'aumento della taglia media di *E. spinax* nel periodo esaminato potrebbe quindi riflettere il buon stato di questo elasmobranco batiale dovuto alla minor vulnerabilità alla pesca (Sion *et al*., 2004), ma il contemporaneo decremento degli indici di biomassa e abbondanza fanno ipotizzare anche la possibile esistenza di fenomeni densità-dipendenti.

Bibliografia

BELLUSCIO A., SCACCO U., COLLOCA F., CARPENTIERI P., ARDIZZONE G.D. (2000) - Strategie alimentari di due specie di selaci di acque profonde, *Galeus melastomus* (Rafinesque, 1810) e *Etmopterus spinax* (Linnaeus, 1758), nel Tirreno centrale. *Biol. Mar. Medit.,* **7** (1): 417-426.

MARANO C.A., MARSAN R., DI TURI L. (2000) - Note sulla distribuzione e biologia dei giovanili di sagrì nero *Etmopterus spinax* (L. 1758) sui fondi epi e mesobatiali dell'Adriatico meridionale. *Biol. Mar. Medit.,* **7** (1): 452-454.

RELINI G. (2000) - La ricerca sulla pesca: le risorse demersali. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (4): 13-45.

RELINI G., BIAGI F., SERENA F., BELLUSCIO A., SPEDICATO M.T., RINELLI P., FOLLESA M.C., PICCINETTI C., UNGARO N., SION L., LEVI D. (2000) – I Selaci pescati con lo strascico nei Mari Italiani. *Biol. Mar. Medit.,* **7** (1): 347-384.

ORSI RELINI L., WURTZ M. (1976) – Ricerche sull'alimentazione di *Etmopterus spinax* (Chondrichthyes, Squalidae). *Boll. Pesca Pescic. Idrobiol.*, **31** (1-2): 257-265.

SION L., BOZZANO A., D'ONGHIA G., CAPEZZUTO F., PANZA M. (2004) – Chondrichthyes species in deep waters of the Mediterranean Sea. *Sci. Mar.*, **68** (Suppl. 3): 153-162.

STEVENS J.D., BONFIL R., DULVY N.K., WALKER P.A. (2000) – The effects of fishing on sharks, rays and chimaeras (chondrichthyans) and the implications for marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.*, **57**: 476-494.

VACCHI M., ORSI RELINI L. (1979) – Aspetti riproduttivi in *Etmopterus spinax* L. (Chondrichthyes, Squalidae). *Quad. Civ. Staz. Idrobiol. Milano*, **7**: 63-74.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 254-255

F.A. Romano III, M. Gallo[1], R. D'Addabbo[1], R. Sandulli[1],
J. Baguley[2], P. Montagna[3]

Department of Biology, Jacksonville State University
700 Pelham Road North - Jacksonville, Alabama, 36265 U.S.A.
fromano@jsu.edu
[1]Department of Zoology, University of Bari
Via Orabona, 4 – 70125 Bari, Italy.
[2]University Of Nevada At Reno
[3]Texas A&M University-Corpus Christi, Harte Research Institute
6300 Ocean Drive, Unit 5869 - Corpus Christi, TX 78412-5869, U.S.A.

BATHYL TARDIGRADES OF THE NORTHERN GULF OF MEXICO (U.S.A.)

TARDIGRADI NEL GOLFO DEL MESSICO SETTENTRIONALE (U.S.A.)

Abstract *– Sediment samples for meiofauna analyses were collected from 43 stations in May and June 2000. A total of 54 tardigrades were extracted from samples ranging in depth from 625 m to 3150 m. Collected tardigrades belong to five genera:* Angursa *(2 specimens, from 1401-2020 m),* Euclavartus *(1 specimen from 2743 m),* Proclavartus *(1 specimen from 2600 m),* Styraconyx *(2 specimens from 1565-2600 m) and* Coronarctus *(29 specimens from 625-315 m), which was the most prevalent genera and was represented by 3 species:* C. laubieri*,* C. stylisetus *and 1 new species to science,* Coronarctus *n. sp.*

Key-words: *Tardigrada, Heterotardigrada, bathyl area, Gulf of Mexico.*

Introduction - To date, few data are available about deep-sea tardigrades. Thiel (1966) provides the first data on deep-sea tardigrades (2500-5000 m) in the North-Western Indian Ocean. Renaud- Mornant (1974 and 1975) first described a new family of the Arthrotardigrada, Coronarctidae, with genus and species types *Coronarctus tenellus*. The second genus of the family Coronarctidae is *Trogloarctus* with the species types *Trogloarctus trionyches* collected for the first time from a sublittoral submarine cave in the French Mediterranean deep-sea and described by Villora-Moreno in 1996. The present data refer to benthic samples collected during May and June 2000, from 43 stations in the Northern Gulf of Mexico.

Materials and methods - Benthic samples were collected (using a boxcorer) from 43 stations in the northern Gulf of Mexico during May and June 2000. The top 3 cm of core samples were extruded and divided into 1 cm sections for meiofaunal studies. Meiofauna were narcotized in $MgCl_2$, preserved in buffered formalin, and extracted using Ludox centrifugation. Tardigrades were separated from bulk meiofauna by manual picking. Thirty five tardigrades were mounted onto permanent glass slides (glycerol mounting medium) and identified to species using standard morphological characteristics.

Results - Nineteen of the 43 stations contained tardigrades. A total of 54 tradigrades were extracted from samples ranging in depth from 625 m to 3150 m. Eight tardigrades were collected from the top cm of the core, 0 from 1-2 cm, and 46 from 2-3 cm. An analysis of tardigrade dispersion, depth and longitude, was attempted. Tardigrades numbers increased with depth and with increasing westerly longitude. Analysis of the tardigrade dispersion as a factor of granulometry or water abiotic characteristics was not possible due to low total number and low numbers of tardigrades per sample. Collected tardigrades belong to five genera: *Angursa* Pollok, 1979 (2 specimens, from 1401-2020 m), *Euclavarctus* Renaud–Mornant, 1975 (1 specimens from 2743 m), *Proclavarctus* Renaud Mornant, 1983 (1 specimens 2600 m) *Styraconyx* Thulin, 1942 (2 specimens from 1565 m and 2600 m) and *Coronarctus* (29 specimens

from 625 m to 3150 m), which was the most prevalent genera and was represented by 3 species: *C. laubieri* (16 specimens), *C. stylisetus* (1 specimen) and 1 new species to science *Coronarctus* n. sp., still to be described.

Conclusions – This study represents the first view of deep-sea tardigrades from the Gulf of Mexico. A small number of tardigrades were found within a large number of samples. Tardigrades were found primarily in sediments below 2 cm depth and in the deeper bathyl portions of the Gulf. Tardigrades were more prevalent in the western side of the Gulf and in deeper waters. No tardigrades were found in the abyssal region. A total of five genera and 7 species of tardigrades were found. *Coronarctus* was the most prevalent genus represented by 3 species one of which, *Coronarctus* n. sp. is a new species.

References

RENAUD-MORNANT J. (1974) – Une nouvelle famille de Tardigrades marins abyssaux: les Coronactidae fam. nov. (Heterotardigrada). *C.R. Acad. Sci. Paris,* **278**: 3087-3090.

RENAUD-MORNANT J. (1975) – Deep-sea Tardigrada from the *Meteor* Indian Ocean Expedition. "*Meteor" Forsch.-Ergebnisse,* **21**: 54-61

THIEL H. (1966) – Quantitative Untersuchungen über die Meiofauna des Tiefseebodens. *Veroff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven, Sonderbd.*, **2**: 131-148.

VILLORA–MORENO S. (1996) – New genus and species of the deep-sea family Coronarctidae (Tardigrada) from a submarine cave with a deep-sea like condition. *Sarsia,* **81**: 275-283.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 258-259

M. Arculeo, T. Maggio, R. Pellerito, S. Lo Brutto

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo,
Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.
marculeo@unipa.it

DATI PRELIMINARI SULLA VARIABILITÀ DELLA REGIONE DI CONTROLLO IN *PARAPENAEUS LONGIROSTRIS* E *ARISTEUS ANTENNATUS*

PRELIMINARY DATA ON CONTROL REGION VARIABILITY IN PARAPENAEUS LONGIROSTRIS *AND* ARISTEUS ANTENNATUS

Abstract *- We report preliminary data on control region variation in* Parapenaeus longirostris *and* Aristeus antennatus *collected in three Sicilian sample sites. Amplified portion of the mitochondrial control region (308 and 367 bp respectively) gave 17 and 29 haplotypes. Haplotypic diversity was high and nucleotide diversity was low in both species.*

Key-words: Parapenaeus longirostris, Aristeus antennatus, *control region, genetic variability.*

Introduzione - *Parapeneaus longirostris* (gambero rosa) e *Aristeus antennatus* (gambero viola), costituiscono un'importante risorsa per le marinerie italiane. *P. longirostris* è molto più abbondante nel Tirreno centrale, nel Canale di Sicilia e nello Ionio su fondi sabbio-fangosi del piano batiale tra 100 e 400 m (Bombace, 1972), mentre *A. antennatus* vive su fondi fangosi ad una profondità compresa tra 200 e 1000 e viene catturato in maggiore quantità nel settore occidentale del Mediterraneo mostrando una sensibile diminuzione nel bacino orientale (Thessalou-Legaki, 1994). Le analisi genetiche sono state condotte attraverso l'uso della regione di controllo del DNA mitocondriale, tradizionalmente utilizzata per l'alto livello di variabilità, per stimare la diversità genetica delle popolazioni ai fini gestionali.

Materiali e metodi - Sono stati analizzati 30 e 54 individui di *P. longirostris* ed *A. antennatus* provenienti, rispettivamente, da Porticello (PA), Terrasini (PA) e Porto Palo (SR), e da San Vito Lo Capo (TP) e Terrasini. Il DNA è stato estratto con DNeasy kit (QIAGEN) da una porzione di pleiopodi. La regione di controllo è stata amplificata tramite PCR con i primer *12S-2* e *Ile-3* (McMillen-Jackson e Bert, 2003). Le sequenze ottenute con un sequenziatore automatico sono state allineate con Clustal X e analizzate con MEGA 2.1 (Kumar *et al*., 2001) e DNAsp 3.0 (Rozas e Rozas, 1999) per il calcolo di siti variabili e conservati, il numero di aplotipi, la diversità aplotipica e nucleotidica. Una preliminare analisi sulla struttura di popolazione è stata condotta calcolando le distanze genetiche, calcolate come *p-distance*, tra i siti di campionamento.

Risultati – Nel gambero rosa le sequenze nucleotidiche hanno identificato 17 aplotipi, una diversità aplotipica e nucleotidica pari, rispettivamente a 0,889 e a 0,034. Su un totale di 308 bp analizzate, sono stati trovati 59 siti variabili di cui 29 informativi. La divergenza nucleotidica media su tutti i campioni è risultata pari al 3,4%, e nel confronto a coppie i valori di distanza nucleotidica sono risultati simili tra loro, da un minimo di 3,2% (Terrasini *vs* Porticello) ad un massimo di 3,5% (Porto Palo *vs* Terrasini). Da un punto di vista intrapopolazionale, il numero di aplotipi per popolazione è simile tra le popolazioni, mentre il sito con il numero più basso di siti variabili è Porticello. Nel gambero viola l'analisi di un frammento di 367 bp ha permesso l'individuazione di 24 siti variabili di cui 15 informativi. Il numero di aplotipi totali

è risultato pari a 29, mentre i valori di diversità aplotipica e nucleotidica sono stati, rispettivamente, di 0,938 e a 0,0107. Il numero di aplotipi nel sito di S. Vito Lo Capo (16) è risultato inferiori a quello di Terrasini (18). La divergenza nucleotidica media su tutti gli individui è risultata del 1,1%. Anche in questo caso i dati ottenuti mostrano un basso grado di differenziazione genetica.

Conclusioni - I risultati del presente lavoro, seppur basati su dati preliminari, sono molto interessanti ed evidenziano, come riportato in altre specie di crostacei decapodi da Stamatis *et al*. (2004) e Benzie (2000), la presenza di una alta variabilità aplotipica associata a bassi valori di diversità nucleotidica. Sicuramente un maggior numero di individui provenienti da altri siti saranno indispensabili poiché lo studio della variazione genetica è ritenuto oramai uno strumento utile per la gestione delle risorse di pesca (Thorpe *et al*., 2000).

Bibliografia

BENZIE J.A.H.(2000) - Population genetic structure in penaeid prawns. *Aquacult. Res*., **31**: 95-119.

BOMBACE G. (1972) - Considerazioni sulla distribuzione delle populazioni di livelo batiale con particolare riferimento quelle bentoniche. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*., **1**: 65- 82.

KUMAR S., TAMURA K., NEI M. (2004) - MEGA3: Integrated software for Molecular Evolutionary Genetics Analysis and sequence alignment. *Briefings in Bioinformatic,* **5**: 150-163.

MCMILLEN-JACKSON A.L., BERT T.M. (2003) - Disparate patterns of population genetic structure and population history in two sympatric penaeid shrimp species (*Farfantepenaeus aztecus* and *Litopenaeus setiferus*) in the eastern United States. *Mol. Ecol.*, **12**: 2895-2905.

ROZAS J., ROZAS R. (1999) - DNAsp version 3: an integrated program for molecular populations genetics and molecular evolution analysis. *Bioinformatics,* **15**: 174-175.

STAMATIS C., TRIANTAFYLLIDIS A., MOUTOU K.A., MAMURIS Z. (2004) - Mitochondrial DNA variation in Northeast Atlantic and Mediterranean populations of Norway lobster, *Nephrops norvegicus. Mol. Ecol.,* **13**: 1377-90.

THESSALOU-LEGAKI M. (1994) - Distribution of *Aristeus antenatus* and *Aristaeomorpha foliacea* in the Eastern Mediterranean. Proceedings of the life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristaeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*. Istituto di Tecnologia della Pesca e del Pescato, Mazara del Vallo (TP), Italy: 61-62.

THORPE J.P., SOLÈ-CAVA A.M., WATTS P.C. (2000) - Exploited marine invertebrates: genetics and fisheries. *Hydrobiologia,* **420**: 165-184.

Ricerca effettuata con fondi POR-Sicilia - Prog. N. 199.IT.16.I.PO.011/4.17b/8.3.7/0056, N. 0062 e N. 0074.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 260-261

M. Arculeo, A.M. Vaccaro*, S. Lo Brutto

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo, Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.
marculeo@unipa.it;
*Sooc. Coop. Mare e Ambiente srl, Via Marchese di Villabianca , 98 - 90143 Palermo, Italia.

ANDAMENTO DELLE CATTURE DI *ARISTEUS ANTENNATUS* (RISSO, 1816) NELLA SICILIA SETTENTRIONALE ATTRAVERSO DATI DI SBARCO

CATCH COMPOSITION OF ARISTEUS ANTENNATUS *(RISSO, 1816) IN THE N/W SICILY TROUGH A SURVEY OF LANDING SITES*

Abstract - *Data on the landed catch of* Aristeus antennatus *at the fishing market of San Vito Lo Capo and Terrasini localities were obtained. Frequencies length, maturity stage and Von Bertalanffy growth parameters confirmed partially the data obtained in the same area and probably support the hypothesis that the blue-and-red shrimp is the only demersal species subject to a sustainable harvest rate.*

Key-words: Aristeus antennatus*, fisheries, growth, maturity, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione - Il gambero viola, *Aristeus antennatus*, è una tra le specie di crostacei decapodi di maggiore interesse commerciale per le marinerie italiane che praticano la pesca a strascico in acque profonde (Relini *et al.*, 1999). Secondo quanto riportato da D'Onghia *et al.* (2005), *A. antennatus* è, con ogni probabilità, l'unica tra le risorse demersali oggetto di pesca ad essere sottoposta ad uno sfruttamento sostenibile. Al fine di fornire ulteriori dati sulle catture e sulla biologia di questa specie è stato condotto, in due aree di pesca a strascico della Sicilia settentrionale (Golfo di Castellammare e Trapani), uno studio attraverso i dati di sbarco per stimare i quantitativi catturati, la distribuzione delle frequenze di taglia, il periodo riproduttivo e, soprattutto, per confrontare questi dati con quelli già presenti in letteratura per la stessa area.

Materiali e metodi - Nel periodo compreso tra giugno 2006 e marzo 2007, sono stati censiti, con periodicità bisettimanale, gli sbarchi di *Aristeus antennatus* nelle marinerie di San Vito Lo Capo (TP) e Terrasini (PA). Inoltre, è stato acquistato mensilmente, in occasione di uno dei due rilevamenti, e in maniera casuale un campione di gambero viola consistente nelle tre categorie commerciali: cassetta di prima, seconda e terza scelta. Su ogni esemplare è stata misurata la lunghezza del carapace (LC) al decimo di millimetro e determinato, nelle femmine, lo stadio di maturità gonadica. Le frequenze numeriche delle singole classi di taglia (1 mm) sono state moltiplicate per uno specifico fattore di ponderazione, ricavato come rapporto tra il peso totale della categoria commerciale sbarcata ed il peso del subcampione (cassetta) acquistata della stessa categoria. Le distribuzioni di taglia sono state analizzate utilizzando il metodo di Bhattacharya seguito dall'analisi della progressione modale (MPA) utilizzando il software FiSAT.

Risultati - Le catture giornaliere medie per barca (dati cumulati per le tre categorie commerciali) sono risultate pari a 43 kg (±11,9) e 28 kg (±6,3) rispettivamente per la marineria di S. Vito Lo Capo e di Terrasini. Nella marineria di S. Vito Lo Capo la categoria "cassetta di seconda", contenente individui con misure di LC comprese tra 19,9 e 42,7 mm, è risultata più abbondante rispetto alle altre due facendo registrare un valore giornaliero medio pari a 18,5 kg (±8,3), mentre nella marineria di Terrasini la categoria più abbondante è risultata quella indicata con "cassetta di terza", contenente individui con misure di LC comprese tra 17,4 e 38,0 mm di LC, con un valore giornaliero medio di 11,7 kg (±3,5). Il calcolo dei rendimenti orari medi hanno

fornito valori pari a circa 5 kg/h per la marineria di san Vito e di 3 kg/h per quella di Terrasini. Le distribuzione di frequenza di taglia per entrambe le marinerie, con individui di LC compresa tra 18 e 59 mm, sembrano mostrare tre valori modali: 24, 37 e 51 mm. I risultati delle scomposizioni hanno permesso di ricavare, secondo il modello di Von Bertalanffy, i parametri di crescita: K = 0,237 e L∞ = 73,6. L'indagine sulla maturità macroscopica della gonade ha evidenziato che il periodo riproduttivo risulta compreso tra il mese di Giugno ed Agosto.

Conclusioni - I quantitativi catturati, la loro suddivisione commerciale in tre categorie e le frequenze di taglia hanno evidenziato lievi differenze tra le due marinerie. I rendimenti orari medi sono risultati, per i motopesca di Terrasini, uguali a quelli riportati nella stessa area da Arculeo *et al*. 1988, mentre per i motopesca di San Vito Lo Capo questi hanno evidenziato valori sensibilmente superiori. I dati relativi ai parametri di crescita sono risultati molto simili a quelli già stimati per la stessa area (Aculeo *et al*., 1992) e a quelli riportati da Cau *et al*. (2002) nel Tirreno e nel mar di Sardegna. Il periodo riproduttivo di *A. antennatus* coincide con quanto già evidenziato nella stessa area da Arculeo *et al.* (1995) e da Mura e Cau (1989). In conclusione, possiamo affermare che nell'ultimo ventennio non ci sono stati sostanziali cambiamenti per quanto riguarda le catture, i parametri di crescita ed il periodo riproduttivo confermando che questa risorsa nell'area presa in esame non ha subito apprezzabili variazioni.

Bibliografia

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 Seminari UU.OO., *Pubbl. Min. Mar. Mercantile - C.N.R.*, **3**: 1413-1451.

ARCULEO M., BAINO R., ABELLA A., RIGGIO S. (1992) – Accrescimento e riproduzione di *Aristeus antennatus* (Crustacea, Decapoda) nel Golfo di Castellammare (Sicilia N/W). *Oebalia,* (Suppl.) **18**: 117-118.

ARCULEO M., PAYEN G., CUTTITTA A., GALIOTO G., RIGGIO S. (1995) – A survey of ovarian maturation in a population of *Aristeus antennatus* (Crustacea: Decapoda). *Anim. Biol*., **4**: 13-18.

CAU A., CARBONNEL A., FOLLESA M.C., MANNINI A., NORRITO G., ORSI-RELINI L., POLITOU C.Y., RAGONESE S., RINELLI P. (2002) – MEDITS-based on the deep-water red shrimps *Aristeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus* (Crustacea: Decapoda: Aristeidae). *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 103-124.

MURA M., CAU A. (1989) – Sul dimorfismo sessuale e sex-ratio in *Aristeus antennatus* (Risso, 1816). *Oebalia*, **15** (2): 811-814.

D'ONGHIA G., CAPEZZUTO F., MYTILINEOU C.H., MAIORANO P., KAPIRIS K., CARLUCCI R., SION L., TURSI A. (2005) – Comparison of the population structure and dynamics of *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) between exploited and unexploited areas in the Mediterranean Sea. *Fish. Res.,* **76**: 22-38.

RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (1999) – Synthesis of the knowledge on bottom fishery resources in central Mediterranean, Italy and Corsica. *Biol. Mar. Medit.,* **6** (Suppl. 1): 868 pp.

Ricerca effettuata con fondi POR-Sicilia - Prog. N. 199.IT.16.I.PO.011/4.17b/8.3.7/0062

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 262-263

D. Cuccu, M. Mereu, B. Loi, I. Sanna, A. Cau

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia, D.B.A.E., Università di Cagliari,
Viale Poetto, 1 – 09126 Cagliari, Italia.
cuccu@unica.it

THE SQUID FAMILY HISTIOTEUTHIDAE IN THE SARDINIAN WATERS

LA FAMIGLIA HISTIOTEUTHIDAE NELLE ACQUE SARDE

Abstract *– Data of size and sexual maturity of* Histioteuthis bonnellii *and* Histioteuthis reversa *recorded from the Sardinian professional red shrimp trawl fishery, are reported and compared with the literature. The occurrence of the genus is correlated with productive waters.*

Key-words: *Histioteuthidae, maturity, Mediterranean Sea, Sardinian waters.*

Introduction - The Histioteuthidae is a mesopelagic family inhabiting all the world oceans from Subarctic to Subantarctic waters; in the Mediterranean Sea is represented only by *Histioteuthis bonnellii* (Férussac, 1835) and *Histioteuthis reversa* (Verrill, 1880). Their systematic and biology were recently revised and the specific epithet *elongata* was considered as a mature stage of *H. reversa* female (Voss *et al.*, 1998). The knowledge of this family are scarce and based on limited number of specimens (Voss *et al.*, 1998; Koutsoubas and Boyle, 1999; Laptikhovsky, 2001) especially in the Mediterranean Sea (Morales, 1962; Tursi *et al.*, 1994; Lazzeretti *et al.*, 1995; Bello, 2000). This study aims to increase the biological information about the two Mediterranean species by the analysis of a sample collected from the Sardinian professional red shrimp trawl fishery.

Materials and methods - 36 males, 40 females and 9 not sexually determined *H. bonnellii* and 33, 32 and 14 respectively of *H. reversa* were collected in 17 bottom commercial hauls, carried out for six hours during day-light in the south Sardinian waters between 2005 and 2006, at depth ranging from 400 to 700 metres on red shrimp ground. Measurements and abbreviations used are those given in Roper and Voss (1983) using dorsal mantle length (ML) as a size standard. Sexual maturity was assessed according to Voss *et al.* (1998).

Results - The specimens of *H. bonnellii* ranged from 32 to 216 and 52 to 198 mm ML respectively for females and males. Mature males were found at minimum size of 117 mm but no females were full mature. Maturing gonads with eggs diameter of 0.40-0.50 mm were observed at minimum size of 135 mm ML. Females (34-140 mm ML) and males (49-130 mm ML) of *H. reversa* were full mature starting from 125 and 73 mm respectively. The eggs size was 0.60-0.65 mm in the ovary and 0.70-0.72 mm in the oviductal glands. In some juvenile of *H. bonnellii* (17-30 mm ML) and *H. reversa* (26-30 mm ML) no sexual organs were observed. Morphometric and meristic data were reported for the largest specimens of *H. bonnelli* and *H. reversa* in Table 1.

Conclusions – The absence of full maturity in females of *H. bonnellii* also in the largest specimen of 216 mm ML could suggest that the condition of maturity is reached at bigger size as in the only female of 330 mm ML documented with eggs in the oviducts (Voss *et al.*, 1998). In *H. reversa* full maturity was observed in both sexes but the eggs diameters in ovary and oviductal glands were smaller than those reported for the Atlantic area (Voss *et al.*, 1998).

Tab. 1 - Features of the largest females of *Histioteuthis bonnellii* and *Histioteuthis reversa*.
Dati biometrici e meristici delle femmine più grandi di Histioteuthis bonnellii *e* Histioteuthis reversa.

	Histioteuthis bonnellii	***Histioteuthis reversa***
ML	216.0 mm	140.0 mm
MW	155.0 mm	75.0 mm
TW	3281.0 g	378.00 g
HL	140.0 mm	56.0 mm
HW	135.0 mm	53.5 mm
FL	108.0 mm	40.0 mm
FW	160.0 mm	65.0 mm
Ovary weight	23.04 g	4.20 g
Oviductal gland weight	3.01 g	1.49 g
Oviductal gland lenght	54.0 mm	53.5 mm
Nidamental gland lenght	31.0 mm	45.6 mm
Nidamental gland weight	0.73 g	1.10 g
Eggs diameter	0.40 - 0.50 mm	0.60 - 0.72 mm

Although the catches of the genus *Histioteuthis* by trawl survey are generally represented only by few specimens (Tursi *et al*., 1994) we also think, according to Bello (2000), that both species are not 'rare'. Their occurrence on red shrimp grounds could be correlated with productive waters and more details on the ecological features of these species should be investigated in relation to their possible occurrence in areas of upwellings (Voss *et al.*, 1998).

References

BELLO G. (2000) - How rare is *Histioteuthis bonnellii* (Cephalopoda: Histiotheuthidae) in the eastern Mediterranean Sea? *J. Moll. Stud*., **66**: 575-577.

KOUTSOUBAS D., BOYLE P. (1999) - *Histioteuthis bonnellii* (Férussac, 1835) (Cephalopoda) in the Eastern Mediterranean: New record and biological considerations. *J. Moll. Stud*, **65**: 380-383.

LAPTIKHOVSKY V. (2001) - First data on ovary maturation and fecundity in the squid family Histioteuthidae. *Sci. Mar*., **65** (2): 127-129.

LAZZERETTI A., VOLIANI A., ZUCCHI A. (1995) - Note su un esemplare di *Histioteuthis bonnellii* (Cephalopoda: Histioteuthidae) pescato nell'alto Tirreno. *Biol. Mar. Medit*., **2** (2): 493-494.

MORALES F. (1962) - Cefalopodos de Cataluna II. *Inv. Pesq*., **21**: 97-111.

ROPER C.F.E., VOSS G.L. (1983) - Guidelines for taxonomic descriptions of Cephalopod species. *Memoirs of the National Museum of Victoria*, **44**: 49-63.

TURSI A., D'ONGHIA G., MATARRESE A., PANETTA P., MAIORANO P. (1994) - Finding of uncommon cephalopods (*Ancistroteuthis lichnsteinii*, *Histioteuthis bonnellii*, *Histioteuthis reversa*) and first record of *Chiroteuthis veranyi* in the Ionian Sea. *Cah. Biol. Mar*., **35**: 339-345.

VOSS N.A., NESIS K.N., RODHOUSE P.G. (1998) - The cephalopod family Histioteuthidae (Oegopsida): systematics, biology, and biogeography. In: Voss N.A., Vecchione M., Toll R.B. & Sweeney M.J. (eds), *Systematics and Biogeography of Cephalopods*, Smiths. *Contr. Zool*., **586** (2): 293-372.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 264-265

I. Guarniero, C. Piccinetti*, F. Rongai, M. Trentini, F. Tinti*

Dipartimento Sanità Pubblica Veterinaria e Patologia Animale (DSPVPA), Università di Bologna,
Via Tolara di Sopra, 50 – 40064 Ozzano Emilia (BO), Italia.
ilaria.guarniero@unibo.it
*Dipartimento Biologia Evoluzionistica Sperimentale (BES), Università di Bologna,
Via Selmi, 3 – 40126 Bologna, Italia.

VARIABILITÁ GENETICA DI *NEPHROPS NORVEGICUS* DEL MARE ADRIATICO. IMPLICAZIONI PER LA GESTIONE DELLO STOCK

GENETIC VARIABILITY OF NEPHROPS NORVEGICUS *IN ADRIATIC SEA. IMPLICATIONS FOR THE MANAGEMENT OF THE STOCK*

Abstract - *Four samples of* N. norvegicus *from different areas were analyzed through five specie-specific microsatellite loci. Good levels of genetic polymorphism were identified. Mean observed heterozygosity ranged from 0.447 to 0.942 and mean number of alleles per locus from 9 to 40. Low and homogeneous values of pairwise fixation indices account for the absence of genetic differentiation among samples, suggesting the need of coordinated management plan among Adriatic coastal countries.*

Key-words: *benthos, stock management, crustacean,* Nephrops norvegicus*, Adriatic Sea.*

Introduzione - Lo scampo è una delle risorse ittiche del mare Adriatico di maggior interesse economico. Si tratta di un crostaceo bentonico ad ampia distribuzione geografica che predilige le acque profonde. Come molte specie marine, presenta una serie di caratteristiche bio-ecologiche compatibili con un'ampia omogeneità genetica (strategia riproduttiva, ambiente marino altamente omogeneizzante). D'altra parte, la deriva genetica casuale, gli alti tassi di mortalità in fase larvale e l'elevata varianza riproduttiva conseguente al mescolamento casuale delle coorti larvali (Ball e Chapman, 2003) potrebbe risultare in una sub-strutturazione genetica. Precedenti studi sullo stock adriatico di scampi hanno mostrato la presenza di differenze nelle caratteristiche morfologiche e riproduttive (Froglia e Gramitto, 1987; Sardà, 1995). Al contrario non sono state osservate differenze a livello cariologico (Corni *et al*., 1993). Lo scopo di questo lavoro è verificare l'effettiva struttura di popolazione di *Nephrops norvegicus* del mare Adriatico attraverso un set di loci microsatelliti (Streiff *et al*., 2001).

Materiali e metodi - Quattro campioni di *Nephrops norvegicus* sono stati collezionati in diverse aree del mare Adriatico (NnN: Nord, NnC1 e NnC2: Centro, NnS: Sud Adriatico). Il DNA totale è stato estratto a partire da 25-50 mg di tessuto muscolare secondo il protocollo salino standard di Miller *et al*. (1988). L'amplificazione dei loci microsatelliti è stata effettuata in un volume finale di 10 uL a partire da 20 ng di DNA gnomico come descritto in Streiff *et al*. (2001). Il dimensionamento allelico è stato effettutato tramite ABI310 Genetic Analyzer e GeneScan Analysis Software v. 2.02 (entrambi Applied Biosistems). I livelli di polimorfismo e variabilità genetica sono stati calcolati con apposito software genetico.

Risultati - I dati di polimorfismo genetico calcolati in termini di numero di alleli per locus, range allelico, eterozigosità attesa ed osservata sono risultati essere paragonabili a quelli osservati da Streiff *et al*. (2001) sulla base degli stessi loci in due campioni Atlantici di *N. norvegicus*. Il numero medio di alleli per locus è compreso fra 5,7 (locus Nnmic1-C12) e 26,7 (locus NnmicT-G2), l'eterozigosità media attesa He è risultata essere compresa fra 0,48 e 0,94 mentre l'osservata fra 0,45 e 0,94. Sono state osservate tre deviazioni significative dall'equilibrio di Hardy-Weinberg, tutte a carico

del locus Nmic1B11 e tutte consistenti in un deficit di genotipi eterozigoti. L'analisi dei dati con MICROCHECKER ha permesso di escludere la presenza di un'amplificazione preferenziale di uno solo dei due alleli (templato degradato, *stuttering* durante la reazione di PCR). La presenza di alleli nulli è stata verificata attraverso il metodo di Brookfield (1996): dai risultati ottenuti è risultato che il deficit di genotipi eterozigoti osservato può essere ascritto alla presenza di alleli nulli solamente in due casi (NnN NnS). La struttura di popolazione è stata definita sulla base dei valori degli indici Fst e Rst: l'ipotesi di omogeneità genetica fra i campioni analizzati è stata accettata per tutti i confronti a coppie effettuati con entrambe le statistiche applicate. La stima multilocus del numero di migranti effettivi per generazione calcolato sulla base del metodo degli alleli rari (Slatkin, 1985) è risultato compreso fra 4 e 14, confermando l'ipotesi di panmissia fra i campioni adriatici analizzati.

Conclusioni - I risultati di polimorfismo e differenziamento genetico osservati sulla base dei cinque loci microsatelliti analizzati sono a supporto dell'ipotesi di panmissia dello stock adriatico di scampo. L'elevata omogeneità genetica, il numero di migranti per generazione e l'assenza di significatività nei test a coppie di differenziamento genetico testimoniano a favore della presenza di un unico stock adriatico di *N. norvegicus*, La presenza di tre deviazioni significative dall'equilibrio di HW tutte a carico dello stesso locus è probabilmente da ascrivere a problemi di natura molecolare legati al locus stesso (presenza di alleli nulli, omoplasia di lunghezza) e non ad una sofferenza della popolazione dovuta ad esempio a effetto Wahlund, colli di bottiglia genetici o ad uno sfruttamento eccessivo della risorsa. Alla luce dei risultati ottenuti è plausibile che lo scampo del mare Adriatico sia parte di un'unica popolazione la cui distribuzione bio-geografica è maggiore dell'area investigata. Alla luce di tale risultato, si suggerisce un'azione di gestione coordinata dello stock adriatico di *Nephrops norvegicus* fra tutti i Paesi costieri adriatici.

Bibliografia

BALL A.O., CHAPMAN R.W. (2003) - Population genetic analysis of white shrimp, *Litopenaeus setiferus,* using microsatellite genetic markers. *Mol. Ecol.,* **12**: 2319-2330.

BROOKFIELD J.F.K. (1996) - A simple new method for estimating null allele frequency from heterozygote deficiency. *Mol. Ecol.,* **5**: 453-455.

CORNI M.G., TRENTINI M., FROGLIA C. (1993) – Karyological study on *Nephrops norvegicus* (L., 1758) (Astacidea, Nephropidae) in the Central Adriatic Sea. *Nova Thalassia*, **10**: 127-131.

FROGLIA C., GRAMITTO M.E. (1987) - An estimate of growth and mortality parameters for Norway lobster *(Nephrops norvegicus),* in the central Adriatic Sea. Summary of biological parameters on the Norway, 1987. *FAO Fish Rep.,* **394**: 189-203.

MILLER S.A., DYKES D.D., POLESKY H.F. (1988) - A simple salting out procedure for extracting DNA from human nucleated cells. *Nucleic Acids Research*, **16**: 1215.

SARDÁ F. (1995) - A review (1967-1990) of some aspects of the life history of *Nephrops norvegicus. ICCES Mar. Sci. Symp.,* **199**: 78-88.

SLATKIN M. (1985) - Rare alleles as indicators of gene flow. *Evolution,* **39**: 53-65.

STREIFF R., GUILLEMAUD T., ALBERTO F., MAGALHÃES J., CASTRO M., CANCELA M.L. (2001) - Isolation and characterization of microsatellite loci in the Norway lobster (*Nephrops norvegicus*). *Molecular Ecology Notes*, **1**: 71-72.

Ricerca finanziata con fondi RFO 2005 dell'ateneo di Bologna.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 268-269

G. Alabiso, E. Cecere, A. Petrocelli, P. Ricci

CNR - Istituto Ambiente Marino Costiero, Sezione Talassografico "A. Cerruti"
Via Roma 3 - 74100 Taranto, Italia.
g.alabiso@iamc.cnr.it

AMMONIUM UPTAKE BY *GRACILARIA DURA* (RHODOPHYTA, GRACILARIALES) FROM THE MAR PICCOLO OF TARANTO

ASSIMILAZIONE DELL'AZOTO AMMONIACALE DA PARTE DELLA MACROALGA GRACILARIA DURA *(RHODOPHYTA, GRACILARIALES) DEL MAR PICCOLO DI TARANTO*

Abstract *– In the present paper both the capacity and the rate of* NH_4^+*-N uptake from native* Gracilaria dura *was assessed. Ammonium uptake was best described by a linear, rate-unsaturated response, with different slope, in N-limitation (5.50±0.10* $\mu M\ N\ g^{-1}dry\ h^{-1}$*) and N-repletion (3.67±0.06* $\mu M\ N\ g^{-1}dry\ h^{-1}$*) nutrient status. The high uptake rate values observed showed that* G. dura *is suitable to remove* NH_4^+*-N in polycultures.*

Key-words: Gracilaria dura*, ammonia uptake, bioremediation, Mediterranean Sea.*

Introduction - Various species of macroalgae can rapidly assimilate large quantities of dissolved both inorganic and organic nutrients (Jones *et al*., 2001). The present paper, which was part of a project for the realization of a polyculture pilot plant, integrating *Gracilaria dura* (C. Agardh) J. Agardh cultivation with Polychaetes and mussels, aimed to assess both the capacity and the rate of ammonium-nitrogen uptake of *G. dura* present in the Mar Piccolo of Taranto.

Materials and methods - Clean and healthy thalli of *Gracilaria dura* were acclimatised in two separate batches to induce two levels of nutrient status. In the former batch, N-replete status was achieved by transferring 4 g of fresh seaweed in the flasks containing 500 mL filtered plain seawater (0,45 μm), enriched with 20 μM NH_4^+-N. The culture medium was daily replaced over a period of two weeks to prevent N-limitation. In the other batch, N-limited status was attained replacing nutrient medium only once a week over the two weeks. The experiment was carried out at temperature of 20 °C, irradiance of 92 μmol $m^{-2}s^{-1}$ and photoperiod of 12L:12D. Two batches, one for N-replete status and the other for N-limited status, each consisting of 33 Erlenmeyer 250 mL flasks, were prepared. Each flask contained: 150 mL of filtered seawater, enriched with 100 μM of NH_4^+-N, and 1.5 g fresh seaweed acclimatised in N-replete or N-limited conditions. Three Erlen-meyer flasks as control for each experiment, containing only the culture medium, were also considered. The capped flasks were placed in a shaker to provide turbulent movement. Three flasks (replicates) were taken at 5, 10, 15, 20, 40, 60, 80, 100, 120 and 140 min to analyse NH_4^+-N seawater concentrations. The controls were analyzed at the end of the test. Seaweeds were dried in an oven at 80 °C for 48 h in order to refer analytic data to weight unit. The effect of dissolved NH_4^+-N concentration on the uptake rate of *G. dura* was analysed as suggested by Smit (2002), i.e. using a linear, rate unsaturated, model. To obtain the nitrogen uptake rate (V) vs. substrate concentration (S) plot, the slope between two consecutive samples on the S vs. time depletion curve, obtained from the perturbation experiment, was determined and plotted against the average S of the interval. Linear regression analysis, setting the *y*-intercept to 0, was applied to the data, using a linear least squares procedure. Corrections were made for seaweed dry mass.

Results - NH_4^+-N concentration decreased over the incubation period and its trend was nonlinear with time. Most of the NH_4^+-N depletion occurred in the first 20 min-

utes of the experiment when the initial concentrations were reduced to about 15% and 10%, respectively (Fig. 1). Statistically, a linear model fits the V vs. S data well. Slopes of the regression lines were 3.67±0.06 μM N g^{-1}dry h^{-1} (r^2=0.98, d.f.=32, F=2634) and 5.50±0.10 μM N g^{-1}dry h^{-1} (r^2=0.98, d.f.=32, F=1867) for N-replete and N-limited, respectively (Fig. 2). Statistical comparison of the slope of the regression equations, using ANCOVA, showed that this increase was significant at P<0.001 for both the nutrient treatments. Controls showed that volatilisation of NH_4^+-N were undetectable over the experimental period.

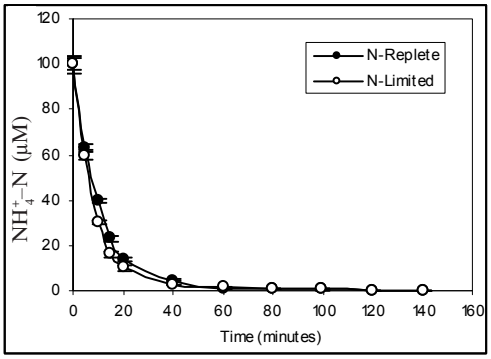


Fig. 1 - Time-courses of NH_4^+-N depletion for N-replete and N-limited thalli.

Andamento dell'abbattimento dell'NH_4^+-N di talli coltivati in azoto limitante e non limitante.

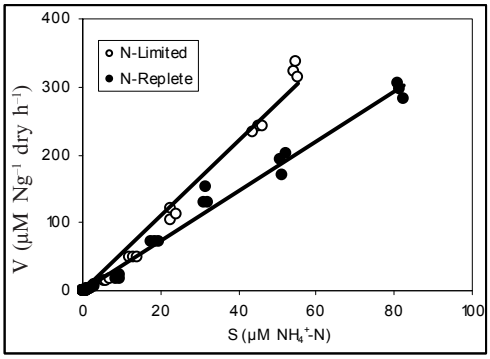


Fig. 2 - Linear regression of NH_4^+-N uptake for N-replete and N-limited thalli.

Regressione lineare dell'assimilazione dell'NH_4^+-N di talli coltivati in azoto limitante e non limitante.

Conclusions - The experiments carried out in this study showed the high capacity of *G. dura* for NH_4^+-N uptake, of which it strongly reduced the initial concentrations in the first 20 minutes only. The uptake kinetics observed are in accordance with those of other *Gracilaria* species, even though the uptake rates recorded in the present study are generally rather high and comparable only with those of *G. edulis* (Gmelin) Silva (Jones *et al*., 2001) and *G. gracilis* (Stackhouse) Steentoft, Irvine et Farnham (Smit, 2002). These high uptake rate values could depend on the high initial NH_4^+-N concentration which is known to enhance the uptake rate itself. The present results highlighted a great N storage capacity, typical of species living in environments subject to transient N pulses (Smit, 2002), which allows the species to use N stock in N limitation conditions, like those sometimes occurring in the Mar Piccolo. So, the present results pointed out that *G. dura* can be cultivated in polycultures in both field plants and land based systems for reducing their environmental impact.

References

JONES A.B., DENNISON W.C., PRESTON N.P. (2001) - Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. *Aquaculture*, **193**: 155-178.

SMIT A.J. (2002) - Nitrogen uptake by *Gracilaria gracilis* (Rhodophyta): adaptations to a temporally variable nitrogen environment. *Bot. Mar.*, **45**: 196-209.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 270-271

P. Bandiera, S. Nesci, F. Trombetti, V. Ventrella, M. Pirini,
A.R. Borgatti, A. Pagliarani

Dipartimento di Biochimica "G. Moruzzi", Sezione di Biochimica Veterinaria, Università di Bologna,
Via Tolara di Sopra, 50 – 40064 Ozzano Emilia (BO), Italia.
alessandr.pagliarani@unibo.it

ESPOSIZIONE DI *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* A STAGNO TRIBUTILE (TBT): RISPOSTA DI ATTIVITÀ ATPasiche ASSOCIATE CON ATTIVITÀ CELLULARI DIVERSE

EXPOSURE OF MYTILUS GALLOPROVINCIALIS *TO TRIBUTYLTIN: RESPONSE OF ATPase ACTIVITIES ASSOCIATED WITH DIVERSE CELLULAR ACTIVITIES*

Abstract *- Mussels (*Mytilus galloprovincialis *Mollusca) were exposed to sublethal TBT doses in aquaria and sampled after 24 and 120 hrs to evaluate possible effects on gill and mantle Na,K-ATPase, ouabain-insensitive Na-ATPase and mitochondrial Mg-ATPase activities. The ATPase activities showed distinct and tissue-dependent responses, thus indicating possible different TBT and derivative interactions.*

Key-words*: tributyltin,* Mytilus galloprovincialis*, Na-dependent ATPases, Mg-ATPase.*

Introduzione – I composti organostannici, e in particolare lo stagno tributile (TBT), largamente utilizzati come biocidi, rappresentano tuttora, nonostante progressive restrizioni normative, una minaccia per le specie acquatiche. È noto che l'accumulo di questi contaminanti lipofili nei tessuti animali provoca effetti negativi a livelli diversi (Pellerito *et al*., 2006); finora tuttavia nessuno studio ha riportato effetti su attività ATPasiche di membrana implicate nella regolazione ionica e nella produzione mitocondriale di ATP in molluschi bivalvi. La valutazione di due attività ATPasiche Na-dipendenti presenti nella membrana plasmatica e della Mg-ATPasi mitocondriale in mitili esposti al TBT in condizioni volte a riprodurre grave contaminazione ambientale, ha lo scopo di evidenziare possibili meccanismi dell'azione tossica del contaminante.

Materiali e metodi – Mitili di taglia commerciale (*Mytilus galloprovincialis*) sono stati esposti per 120 ore in vasche (60 animali/60 L) contenenti acqua di mare artificiale e 0,5 e 1,0 μg/g peso secco TBTCl. I due trattamenti (M1 e M2) e controllo (C) sono stati condotti in duplicato. Mitili campionati da ciascuna vasca dopo 24 e 120 ore di esposizione, suddivisi in pool, sono stati utilizzati per determinare l'indice di condizione, il contenuto d'acqua, e, mediante analisi spettrofotometrica, la Na,K-ATPasi e la Na-ATPasi insensibile all'ouabaina in preparazioni microsomali (Pagliarani *et al.*, 1996) e la Mg-ATPasi oligomicino-sensibile in preparazioni mitocondriali (Bandiera *et al*., 2006) di branchie e mantello. I dati sono stati valutati statisticamente mediante ANOVA seguita da test SNK quando necessario ($P \leq 0{,}05$).

Risultati – I mitili M1 e M2 non hanno mostrato nessuna variazione rispetto a C nei parametri mortalità, indice di condizione e contenuto d'acqua. Le tre attività ATPasiche considerate hanno mostrato una risposta peculiare al contaminante saggiato, dipendente anche dal tessuto, dalla durata e, in alcuni casi, dalla dose di esposizione. La Na-ATPasi è risultata refrattaria ai composti organostannici solo nelle branchie, mentre nel mantello è apparsa inibita già dopo 24 ore di esposizione nel gruppo M2, con una diminuzione di attività enzimatica da 17,9±0,6 (C) a 12,7±0,6 μmoli fosfato inorganico (Pi)·mg proteina^{-1}·ora^{-1} (M1) e, in entrambi i gruppi esposti al TBT, dopo 120 ore di esposizione, passando da 18,9±1,2 μmoli Pi·mg proteina^{-1}·ora^{-1}

in C a 14,9±1,3 μmoli Pi·mg proteina^{-1}·ora^{-1} in M1 e 15,5±0,9 μmoli Pi·mg proteina^{-1}·ora^{-1} in M2.

La Na,K-ATPasi non ha mostrato qui alcuna variazione significativa nè nelle branchie nè nel mantello per tutto il periodo di esposizione dei mitili al TBT.

Infine, la Mg-ATPasi mitocondriale ha evidenziato invece un effetto di stimolazione dell'attività enzimatica riferibile ai trattamenti sperimentali; tale effetto è comparso solo dopo 120 ore di esposizione in entrambi i tessuti. Infatti nelle branchie la Mg-ATPasi non ha mostrato alcuna variazione significativa tra i trattamenti dopo 24 ore di esposizione dei mitili al contaminante, mentre dopo 120 ore di esposizione dei mitili alle concentrazioni più alte di TBT (M2) l'attività enzimatica è risultata superiore a quella del controllo, passando da 15,1±0,8 μmoli Pi·mg proteina^{-1}·ora^{-1}in C a 23,4±1,7 μmoli Pi·mg proteina^{-1}·ora^{-1} in M2. Nessuna differenza significativa dell'attività Mg-ATPasica di branchie rispetto al controllo è stata riscontrata invece nel gruppo M1. Anche nel mantello l'attivazione della Mg-ATPasi nei mitili esposti al TBT è stata evidenziata solo dopo 120 ore di esposizione dei mitili al contaminante, ma in questo caso per entrambi i livelli di esposizione al TBT: l'attività enzimatica è passata infatti da 6,2±0,3 μmoli Pi·mg proteina^{-1}·ora^{-1} in C a 8,9±0,8 μmoli Pi·mg proteina^{-1}·ora^{-1}in M1 e a 7,6±0,5 μmoli Pi·mg proteina^{-1}·ora^{-1}in M2.

Conclusioni – L'esposizione a concentrazioni di TBT relativamente elevate ha innanzitutto confermato che i mitili sono estremamente resistenti a contaminanti organostannici, non essendo comparso nessun segno di sofferenza negli animali come indicato anche da mortalità e parametri biometrici risultati simili a quelli dei controlli. Le attività ATPasiche hanno mostrato risposte in parte diverse da quelle precedentemente registrate nella stessa specie *in vitro* (Bandiera *et al*., 2006; Pagliarani *et al*., 2006). È noto che *in vivo*, il TBT assunto può essere modificato e anche suoi derivati parzialmente dealchilati possono venire incorporati nelle membrane biologiche (Pellerito *et al*., 2006). Pertanto gli effetti osservati possono essere la risultante di più specie chimiche con meccanismi di interazione anche diversi con i complessi enzimatici di membrana in studio.

Bibliografia

BANDIERA P., TROMBETTI F., VENTRELLA V. PAGLIARANI A., PIRINI M., BORGATTI A.R. (2006) - TBT inhibition on mantle and gill mitochondrial MgATPase activities in *Mytilus galloprovincialis*. *It. J. Biochem. Special Issue*, **69**.

PELLERITO C., NAGY L., PELLERITO L., SZORCSIK A. (2006) – Biological activity studies on organotin (IV)$^{n+}$ complexes and parent compounds. *J. Organomet. Chem.*, **691**: 1733-1747.

PAGLIARANI A., VENTRELLA V., TROMBETTI F., PIRINI M., TRIGARI G., BORGATTI A.R. (1996) - Mussel microsomal Na^+- Mg^{2+}-ATPase sensitivity to waterborne mercury, zinc and ammonia. *Comp. Biochem. Physiol*., **113C**: 185-191.

PAGLIARANI A., BANDIERA P., VENTRELLA V., TROMBETTI F., PIRINI M., BORGATTI A.R. (2006) - Response to alkyltins of two Na^+-dependent ATPase activities in *Tapes philippinarum* and *Mytilus galloprovincialis*. *Toxicology in Vitro*, **20**: 1145-1153.

La ricerca è stata svolta utilizzando fondi RFO attribuiti a A:R. Borgatti.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 272-273

S. Gambaccini, A. Vannucci, I. Rossetti, M. Sartini, B. Francesconi

Aplysia Soc. Coop., Via delle Viole, 1 – 57124 Livorno, Italia.
silvia@discat.unipi.it

PROGETTAZIONE E GESTIONE DI UN IMPIANTO DI MARICOLTURA ALL'ISOLA DI CAPRAIA DA PARTE DI PESCATORI LOCALI

PLANNING AND MANAGEMENT OF A OFFSHORE MARICULTURE SYSTEM IN CAPRAIA ISLAND BY LOCAL FISHERMAN

Abstract *– Off- shore mariculture can represent an important opportunity for the local coastal management and new working chances for the personnel involved in this activity. The project has intended to test two off-shore cages prototype designed on the basis of the local fishermen experiences.*

Key-words: *Ligurian Sea, marine aquaculture, management.*

Introduzione - In Toscana la maricoltura stenta a decollare, ciò è dovuto principalmente alla morfologia delle coste che non offrono dei ripari adeguati, ma anche ai tempi molto lunghi necessari per ottenere le concessioni demaniali, tempi spesso incompatibili con qualsiasi attività imprenditoriale (Ciattaglia *et al.,* 1998). Va ricordato, però, che questa attività può svolgere un ruolo di primo piano nella gestione integrata della fascia costiera, offrendo nuove opportunità di sviluppo ai settori produttivi tradizionali in un'ottica di razionalizzazione dello sforzo di pesca (Colloca *et al.,* 1998). Lo scopo di questa ricerca è di verificare l'affidabilità delle strutture scelte, la loro resistenza in una zona di mare esposta e ad accertare la facilità della gestione dell'impianto da parte di pescatori locali.

Materiali e metodi – L'impianto è localizzato nello specchio acqueo di Porto Vecchio in un'area data in concessione alla cooperativa di pescatori (Coop. M.A.R.I). L'area prescelta presenta il vantaggio di essere facilmente raggiungibile dal porto di Capraia e non presentando spiagge o scogliere accessibili non è frequentata dai turisti e dalle imbarcazioni da diporto, inoltre non rientra in nessun vincolo di protezione (zona C). La gestione dell'impianto iniziata nell'aprile 2005 è terminata nel dicembre 2006.

Risultati - *Gabbia sommergibile ad assetto variabile*. La gabbia 1 (800 m^3) è costituita da una struttura portante formata da due tubi circolari di polietilene concentrici (diametro 12 m), sopra i quali si erge un altro tubo circolare dello stesso diametro sostenuto da montanti di 1 m di altezza; sotto la struttura portante è attaccata una rete cilindrica, interamente chiusa, di nylon del diametro di 15 mm e alta 8 metri. La gabbia è dotata di un sistema che permette, mediante l'uso di una bombola da sub, di insufflare o eliminare l'aria all'interno dei tubi; in questo modo è possibile fare immergere ed emergere la gabbia durante le fasi di gestione. Il sistema di ancoraggio consiste di un sistema composto da 5 cime che si allontanano, a stella, dalla gabbia per circa 100 m, per poi terminare con catene e 5 ancore di 250 kg ciascuna (Fig. 1). *Gabbia galleggiante*. La gabbia 2 (80 m^3) è costituita da una struttura portante formata da due anelli di polietilene a cui viene fissata una rete di nylon del diametro di 10 mm e alta 3,5 m a formare una camera interamente chiusa. All'anello superiore sono fissate due boe che permettono il galleggiamento. La gabbia è ancorata sul fondo al sistema di zavorre dell'impianto principale. Nel pannello posto sul fondo della rete è presente una "finestra" costituita da un doppio pannello, uno di 10 mm di maglia e l'altro, più interno di 40 mm che permette, durante le fasi di manutenzione ordinaria, l'ispezione

visiva dell'interno della gabbia (Fig. 1). La gestione delle gabbie riguarda operazioni di manutenzione delle strutture e della rete, verifica delle condizioni degli ormeggi e degli ancoraggi. È stata eseguita una gestione ordinaria: con cadenza giornaliera (controllo delle strutture emerse delle gabbie), infrasettimanale (monitoraggio dalla superficie per valutare il comportamento e lo stato di salute dei pesci), settimanale (immersioni subacquee, interventi di riparazione sulle reti), mensile (valutazioni sulla funzionalità delle gabbie, la stabilità delle strutturee dell'ancoraggio e lo stato di intasamento delle reti). Una gestione straordinaria ha previsto la variazione della profondità di posizionamento della gabbia 1 al verificarsi di condizioni meteomarine avverse, la pulizia delle reti, e le necessarie modifiche alle strutture al fine di migliorarne la funzionalità (Nardone, 2001).

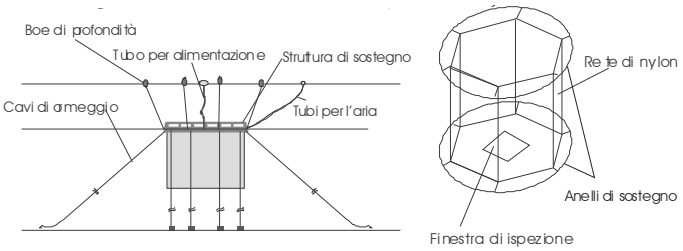


Fig. 1 - Schema della gabbia 1 e gabbia 2.
Scheme of the cage 1 and cage 2.

Le attività di gestione ordinaria della gabbia 1 si sono svolte regolarmente per tutta la durata del progetto tranne nei giorni di grecale, in cui le condizioni proibitive del mare hanno impedito di raggiungere l'impianto. Per quanto riguarda la gestione straordinaria, è stato necessario affondare la gabbia in diversi periodi, soprattutto in inverno, quando diverse mareggiate hanno colpito l'isola; la gabbia è stata poi riportata in superficie nei mesi estivo-primaverili, per consentire temperature di allevamento maggiori. La gabbia 2, nel dicembre 2005, a seguito di una forte mareggiata, è stata notevolmente danneggiata e trasportata in porto per le riparazioni. Nonostante le modifiche apportate per rendere la gabbia più resistente, la mareggiata verificatasi nel maggio 2006 ha distrutto completamente la gabbia rendendola inutilizzabile.

Conclusioni - Da questo studio è emerso che la gabbia 1, pur comportando una maggiore complessità costruttiva connessa al sistema di immersione ed emersione, presenta dei vantaggi: non è chiamata a sopportare le forze impresse da onde e venti di elevata intensità e le dimensioni dell'impianto calcolate in base alle sollecitazioni ricevute, sono inferiori rispetto a quelle da prevedere per le gabbie galleggianti. Lo svantaggio è il maggiore sforzo di gestione sia da un punto di vista economico che di ore di lavoro. Per cui in una situazione come quella di Capraia è preferibile una installazione di superficie che preveda volumi maggiori delle gabbie, con la possibilità di resistere a forti mareggiate, ma che richiedono una minore impegno lavorativo e la possibilità di un miglior controllo delle specie dalla superficie eliminando in parte la necessità delle immersioni subacquee.

Bibliografia

CIATTAGLIA A., DI BITETTO M., UGOLINI E.R. (1998) - Allevamento di spigole e orate in gabbie galleggianti e sommerse lungo le coste italiane. *Biol. Mar. Medit*., **5** (1): 508-513.

COLLOCA F., CERASI S., DI BITETTO M., UGOLINI R. (1998) - Sperimentazione delle potenzialità di sfruttamento dell'effetto attrattivo esercitato sulla fauna ittica dagli impianti di maricoltura in gabbie. *Biol. Mar. Medit*., **5** (3): 1713-1722.

NARDONE G. (2001) -*Manuale di maricoltura off-shore*. Ed. Sicily Fish Farm s.r.l. 1ª edizione: 239 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 274-275

G. Maricchiolo, G. Caruso, L. Genovese

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (IAMC), Istituto Sperimentale Talassografico,
CNR Sezione di Messina, Spianata S. Raineri, 86 – 91122 Messina, Italia.
giulia.maricchiolo@iamc.cnr.it

MODIFICAZIONI FISIOLOGICHE INDOTTE DA UNO STRESS ACUTO NELLA SPIGOLA *DICENTRARCHUS LABRAX*

PHYSIOLOGICAL CHANGES INDUCED BY ACUTE STRESS IN SEABASS DICENTRARCHUS LABRAX

Abstract *– Seabass (*Dicentrarchus labrax*) were subjected to an intense short-term stress (intraperitoneal injection) and their haematological (cortisol and glucose) and non-specific immune response parameters (lysozyme and haemagglutinating activities) were monitored to examine the stress response in this species.*

Key-words*: acute stress, cortisol, glucose, innate immunity, sea bass.*

Introduzione – Il benessere animale rappresenta uno dei temi principali per lo sviluppo dell'acquacoltura moderna, sia per le inevitabili implicazioni di carattere etico, che per la stretta correlazione esistente tra qualità della vita in allevamento e qualità e salubrità delle produzioni.

L'esposizione ad uno *stressor* evoca nel pesce una ben precisa risposta fisiologica con significato adattativo che si manifesta tramite l'attivazione del sistema neuroendocrino, la liberazione di ormoni dello stress (catecolamine e cortisolo) nel circolo ematico (risposta primaria) e l'accensione di numerosi *pathways* metabolici (Vijayan *et al*., 1994) responsabili di risposte secondarie e cambiamenti a livello biochimico, ematologico ed immunologico. L'intensità e la durata di tale risposta (e quindi la remissione del fenomeno) non sono facilmente prevedibili, poichè influenzati da fattori ben precisi quali la specie, la taglia ed il tipo di stress indotto.

Il presente lavoro si propone di esaminare l'impatto della pratica vaccinale intraperitoneale sullo stato di benessere dei giovanili di spigola (*Dicentrarchus labrax*), nell'intento di mettere a punto protocolli operativi di supporto alla vaccinazione che garantiscano il contenimento dello stress e delle sue conseguenze.

Materiali e metodi – 40 spigole (P.M.: 10.0 ± 2.5 g) sono state sottoposte, previa anestesia (0.1 g/l MS-222), ad una iniezione intraperitoneale. Ad intervalli di tempo prestabiliti rispetto all'induzione dello stress (0, 2, 4, 24, 48 ore), da 6 pesci (per tempo di campionamento) sono stati prelevati campioni di siero, muco e rene per determinare il contenuto in lisozima (metodo di diffusione radiale in Agar-*Micrococcus lysodeikticus*). Sul siero sono stati analizzati, inoltre, i seguenti parametri: cortisolo (metodo ELISA), glucosio (metodo GOD-POD colorimetrico), attività emoagglutinante (Caruso *et al*., 2005). Tali parametri sono stati determinati su esemplari di controllo (n = 40), non sottoposti a stress, utilizzando la stessa tempistica adottata per il gruppo sperimentale. I dati sono stati analizzati mediante test di Student.

Risultati – Nel gruppo di controllo la cortisolemia si mantiene costante per tutta la durata dell'esperimento. Infatti i livelli di cortisolo, misurati nell'arco delle 48 ore, pur mostrando delle oscillazioni fisiologiche, non hanno messo in evidenza differenze significative tra i singoli prelievi effettuati. Viceversa nel gruppo sottoposto a stress la cortisolemia risulta essere più elevata rispetto ai soggetti di controllo. In particolare il cortisolo aumenta significativamente ($p \leq 0.01$) nelle 2-4 ore successive allo stress, raggiungendo un picco di 559.09 ng/ml, e mostrando una differenza significativa

($p \leq 0.05$) rispetto al controllo. Dopo tale innalzamento transitorio i livelli di cortisolo decrescono fino a ritornare ai valori basali; nel prelievo delle 24 ore la differenza tra il gruppo di controllo e quello sperimentale non è significativa.

L'incremento glicemico nei soggetti stressati, si osserva dopo 2 ore; la glicemia raggiunge un picco di 121.40 mg/dl, e mostra una differenza significativa rispetto al controllo ($p \leq 0.01$). Successivamente la glicemia decresce rapidamente e il suo valore si mantiene significativamente ($p \leq 0.01$) più basso per tutta la durata del periodo di misura.

Il contenuto in lisozima varia per effetto dello stress indotto in misura differente in relazione all'organo analizzato. Nel siero degli esemplari controllo si registrano valori compresi fra 1.112 e 1.236 U/ml, più ridotti rispetto ai valori rilevati nei soggetti stressati (range valori: 0.989 - 1.483 U/ml). Pur se non significativa, la differenza maggiore fra i valori di lisozima dei pesci appartenenti ai due lotti si registra 4 ore dopo l'iniezione intraperitoneale. Nel muco si misurano valori compresi fra 1.483 e 1.792 U/ml nel lotto controllo, mentre nel lotto sottoposto a stress il contenuto in lisozima subisce una lieve riduzione (range: 1.483 - 1.731 U/ml). Nel rene i valori di lisozima variano fra 1.236 e 2.225 U/ml nel lotto controllo, mentre nel lotto sottoposto a stress acuto sono registrati valori più ridotti (1.112 - 1.731 U/ml), con un lieve incremento 4 ore dopo l'induzione dello stress.

Il titolo emoagglutinante (espresso in log2) presenta valori più bassi negli esemplari stressati, dove varia fra 3 e 4, rispetto ai valori registrati negli esemplari controllo (4 - 5), senza significative variazioni temporali.

Conclusioni – I risultati ottenuti nel presente lavoro evidenziano che lo stress acuto, indotto attraverso simulazione della pratica vaccinale intraperitoneale, induce variazioni per lo più a carico dei parametri ematologici (cortisolo e glucosio plasmatico), anzichè dei parametri immunologici. La cortisolemia registra un rapido incremento che ritorna ai valori basali nelle 24 ore successive. Il comportamento glicemico delle spigole è peculiare poiché, dopo l'iniziale iperglicemia, si instaura una condizione ipoglicemica duratura; ciò lascia supporre la presenza in questa specie di un meccanismo ipersensibile di regolazione della glicemia. Il lisozima presenta solo nel rene un aumento, senza variazioni evidenti nel muco; la riduzione del titolo emagglutinante riflette quanto riscontrato in *Sparus aurata* (Sunyer *et al*., 1995).

Bibliografia

CARUSO G., GENOVESE L., MARICCHIOLO G., MODICA A. (2005) - Haematological, biochemical and immunological parameters as stress indicators in *Dicentrarchus labrax* and *Sparus aurata* farmed in off-shore cages. *Aquaculture Int.*, **13** (1-2): 67-73.

SUNYER J.O., GOMEZ E., NAVARRO E., QUESADA H., TORT L. (1995) - Physiological responses and depression of humoral components of the immune system in gilthead sea bream (*Sparus aurata*) following daily acute stress. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **52**: 2339-2346.

VIJAYAN M.M., FOSTER G.D., MOON T.W. (1994) - Effects of cortisol on hepatic carbohydrate metabolism and responsiveness to hormone in the sea raven, *Hemitripterus americanus*. *J. Fish. Dis*., **18**: 615-622.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 276-277

O. Mordenti, D. Scaravelli*, M. Trentini*, A. Zaccaroni*, M. Gamberoni

Dip. di Morfo-Fisiologia degli Animali Domestici, Università di Bologna,
Via Tolara di Sopra, 50 - 40064 Ozzano Emilia (BO), Italia.
omordenti@vet.unibo.it
*Dip. Sanità Pubblica Veterinaria e Patologia Animale, Università di Bologna, Italia.

PROVE DI RIPRODUZIONE ARTIFICIALE DI *APHANIUS FASCIATUS* MEDIANTE CONDIZIONAMENTO ECOFISIOLOGICO ED INDUZIONE ORMONALE

REPRODUCTION OF APHANIUS FASCIATUS *INDUCED BY ECOPHYSIOLOGYCAL CONDITIONING AND HORMONAL TREATMENT*

Abstract *- The reproductive performance of a stock of 18 killifish (*Aphanius fasciatus*) was investigated. Spawning was induced using ecophysiologycal conditioning and carp pituitary extract. The effect of temperature and hormonal treatment induces increase of ovary maturation and eggs production in all females.*

Key-words: Aphanius fasciatus*, reproduction, ecophysiology.*

Introduzione – Il nono (*Aphanius fasciatus*), è un piccolo pesce a livrea rigata che abita pochi ambienti residuali delle aree costiere del mediterraneo. Oggi è considerata una specie a rischio e inclusa nelle principali liste di protezione europee. La sua alimentazione si basa soprattutto su larve di zanzara e una sua diffusione sarebbe un ottimo controllo delle stesse (Frenkel e Menachem, 2000). Inoltre come specie autoctona e in pericolo la sua diffusione negli ambienti di costa sarebbe assolutamente da considerarsi di ottimo livello ambientale, al contrario dell'alloctona gambusia (Caiola e Sostoa, 2005). Scopo della ricerca è quello di predisporre un protocollo di riproduzione di nono in ambiente controllato per un eventuale utilizzo su acque libere costiere per il controllo dei culicidi.

Materiali e metodi – Il reperimento degli esemplari adulti è avvenuto nel giugno del 2006 mediante retino immanicato lungo i canali perimetrali delle saline di Cervia (RA). Si è quindi proceduto al sessaggio ed al rilievo dei principali parametri biometrici (peso e lunghezza). 7 soggetti di sesso femminile sono stati sacrificati e sottoposti a biopsia ovarica per la determinazione dell'IGS e l'osservazione dello stato di maturazione gonadica. Dopo una fase iniziale di acclimatazione (10d), nel corso dei quali si è provveduto alla fase di svezzamento con mangime commerciale, sono stati selezionati 18 noni (6 femmine e 12 maschi) stoccati in acquario (capacità 30l), operante a ciclo chiuso, provvisto di un sistema di filtrazione meccanica e biologica e di un dispositivo per la termoregolazione delle acque. Al fine di ottenere la deposizione dei gameti, sui soggetti ha preso avvio il programma di condizionamento, della durata di 10 giorni, che prevedeva il mantenimento del fotoperiodo a regime naturale (15 h luce/9 h buio), una salinità dell'acqua pari a 38‰ e l'aumento della temperatura dell'acqua dai 20 °C iniziali fino 26 °C mantenuti per la durata della prova. Al termine del condizionamento i pesci sono stati sottoposti a 1 trattamento ormonale con ipofisi di carpa disidratata (10 mμg/g p.v. per le femmine e 3 mμg/g p.v. per i maschi).

Risultati - Dall'osservazione delle gonadi femminili, è risultato che tutti i soggetti presentavano i primi 3 stadi di maturazione ovarica: presenza di oogoni (I), oociti primari (II) e buona presenza di oociti secondari (III) mentre del tutto assente è risultata la presenza di oociti maturi (IV). Parimenti, Frenkel e Menachem (1997) su *A.*

iberus hanno osservato oociti II e III solo su femmine mantenute sopra i 18 °C e oociti maturi (IV) a partire dai 27 °C. La presenza contemporanea di più stadi ovocitari è tipico delle specie a maturazione asincrona in grado di garantire periodi di riproduzione lunghi che nel caso di *Aphanius fasciatus* può protrarsi per parecchi mesi (Leonardos e Sinis, 1999). L'IGS delle femmine è risultato pari a 9,46±1,02 evidenziando il buono stato di maturazione ovarica dei soggetti esaminati. Per quanto riguarda la riproduzione, dopo un periodo di latenza di 17±2 ore, tutte le femmine hanno raggiunto l'ovulazione, a conferma di una risposta positiva al trattamento ecofisiologico ed ormonale adottato. Al contrario, per quanto riguarda i soggetti di sesso maschile solamente 3 pesci sono risultati fluenti in seguito a pressione addominale. L'esigua emissione ottenuta dai maschi ha, inoltre, reso impraticabile la raccolta del liquido seminale e la fecondazione artificiale a secco. Per quanto riguarda la fecondità assoluta, il numero di uova/femmina registrato è risultato di 10,33±1,70. I dati si presentano in linea con quelli ottenuti da Oltra e Todolì (2000) con *A. iberus* mantenuti in acquario. Il risultato, inoltre, è incoraggiante in considerazione del fatto che in ambiente naturale solitamente le femmine di *A. iberus* rilasciano 2-4 uova/giorno mentre in *A. dispar* il numero sale fino ad un massimo di 20 (Hass, 1982) e che *A. fasciatus* è facilmente soggetto ad interruzione dei processi riproduttivi in caso di condizioni ambientali non favorevoli (Leonardos e Sinis, 1998). Il diametro degli ovociti è risultato di 1,618±0,028 in linea con quanto osservato da Leonardos e Sinis (1998).

Conclusioni – La specie ha evidenziato una buona capacità di adattamento alla cattività, dote indispensabile per un processo produttivo di tipo acquacolturale. La manipolazione della temperatura associata al trattamento ormonale ha portato all'ovulazione di tutte le femmine mentre, nei maschi, la risposta non è risultata altrettanto positiva. La riproduzione artificiale a secco ha, inoltre, evidenziato una certa difficoltà nella manipolazione di soggetti di taglia ridotta soprattutto in fase di raccolta dei gameti maschili. A tal proposito risulta necessario favorire, nei riproduttori trattati, l'emissione spontanea dei gameti direttamente in vasca evitando in tal modo la spremitura manuale. La sperimentazione ha, infine, evidenziato, a causa della ridotta fecondità relativa dei noni, la necessità di disporre di un numero abbondante di riproduttori per una buona produzione di uova in termini numerici.

Bibliografia

CAIOLA N., SOSTOA A. (2005) – Possible reasons for decline of two native toothcarps in the Iberian Peninsula: evidence of competition with the introduced Eastern mosquitofish. *J. Appl. Ichthyol.*, **21**: 358-363.

FRENKEL V., MENACHEM G. (1997) – Some environmental factors affecting the reproduction of *Aphanius dispar* (Ruppel, 1828). *Hydrobiologia*, **347**: 197-207.

FRENKEL V., MENACHEM G. (2000) – Factors affecting growth of killifish, *Aphanius dispar*, a potential biological control of mosquitoes. *Aquaculture*, **184**: 255-265.

HASS R. (1982) – Notes on the ecology of *Aphanius dispar* (Pisces: Cyprinodontidae) in the Sultanate of Oman. *Freswat Biol.*, **12**: 89-95.

LEONARDOS I., SINIS A. (1998) – Reproductive strategy of *Aphanius fasciatus* Nardo, 1827 (Pisces: Cyprinodontidae) in the Mesolongi and Etolikon lagoons. *Fish. Research*, **35**: 171-181.

LEONARDOS I., SINIS A. (1999) – Population age and sex structure of *Aphanius fasciatus* Nardo, 1827 (Pisces: Cyprinodontidae) in the Mesolongi and Etolikon lagoons. *Fish. Research*, **40**: 227-235.

OLTRA R., TODOLI' R. (2000) – Reproduction of the endangered killifish *Aphanius iberus* at different salinities. *Environmental Biology of Fishes*, **57**: 113-115.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 278-279

B. Savona, A.E. Aleo, V.A. Tumbarello, L. Miccichè, A. Savona, A. Mazzola

Dipartimento di Biologia Animale "G. Reverberi", Università di Palermo,
Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.
bsavona@unipa.it

EFFETTI AMBIENTALI DELLA STABULAZIONE DEL TONNO ROSSO (*THUNNUS THYNNUS*, L. 1758): ANALISI DEL MATERIALE SEDIMENTATO

*ENVIRONMENTAL EFFECTS OF TUNA (*THUNNUS THYNNUS*, L. 1758) FARMING: ANALYSIS OF SEDIMENTED MATERIAL*

Abstract - *Although Tuna farming is expanding rapidly in the Mediterranean Sea, very little information is available on its environmental effects. Biochemical composition of sediment collected under the cages and in other 6 areas along a transect following the dominant current was compared to establish the spatial scale of the impact. An increase in C-BPF and PRT/CHO values was detected around the cages and in an area at about 100 m from the farm.*

Key-words: *tuna farming, sediment traps, organic matter,* Thunnus thynnus*, Mediterranean Sea.*

Introduzione - Nell'ambito della maricoltura mediterranea un ampio interesse è rivolto alla stabulazione del tonno rosso (*Thunnus thynnus*, L. 1758), in rapporto alle sue proprietà nutrizionali ed alle richieste di mercato (Fromentin e Powers, 2005). Nel presente studio è stato valutato l'effetto sull'ambiente marino di un impianto di maricoltura presente nel golfo di Castellammare del Golfo (TP) e finalizzato all'ingrasso di esemplari di tonno, attraverso l'analisi del materiale sedimentato e raccolto in apposite trappole. L'obiettivo è stato quello di valutare differenze nella composizione biochimica del materiale sedimentabile, in relazione alla presenza dell'impianto di stabulazione e del gradiente di dispersione determinato dalla corrente dominante con direzione NO/SE.

Materiali e metodi – La raccolta del materiale sedimentabile (48 h) è stata effettuata durante la stabulazione dei tonni (periodo *Durante*: luglio 2004) ed alla fine della stessa (periodo *Post*: dicembre 2004) in 7 stazioni poste nella zona circostante le gabbie (C, D) ed in aree fino ad 1 km di distanza sia sopra (A, B) che sottocorrente (E, F, G). In ogni stazione i campioni sono stati prelevati in triplice replica. Sul materiale sedimentato è stato determinato il Carbonio della Frazione Biopolimerica (C-BPF), somma del contributo del carbonio da lipidi, da proteine e da carboidrati (Fichez, 1991). I valori delle concentrazioni di proteine e carboidrati totali sono stati integrati nell'indice trofico PRT/CHO, che descrive le proprietà e la natura della frazione biopolimerica (Danovaro *et al*., 2000).

Risultati – Il contenuto in carbonio della frazione biopolimerica (C-BPF) risulta in tutte le stazioni maggiore nel periodo *Durante* (ANOVA, $p<0.001$; SNK test: *Post*<*Durante*), ma con valori nettamente superiori nella stazione di raccolta posta in prossimità delle gabbie (C, 36398.57±1473.76 μgC/g) ed in quella posta sottocorrente a 50 m dall'impianto (D, 36974.93±767.63 μgC/g) (ANOVA, $p<0.001$; SNK test *stazione-Durante*): F<B<G=E<A<C<D) (Fig. 1). Per il rapporto PRT/CHO è possibile evidenziare nel periodo *Durante* differenze significative tra le stazioni, con livelli superiori nella stazione di raccolta posta in prossimità delle gabbie (C, 3.16±0.65) ed in quelle poste sottocorrente a 50, 100, 500 m dall'impianto (D, 5.27±0.39; E, 3.54±0.52; F, 2.57±0.13) (ANOVA, $p<0.001$; SNK test *stazione-Durante*): G<B=A<F=C=E<D) (Fig. 2).

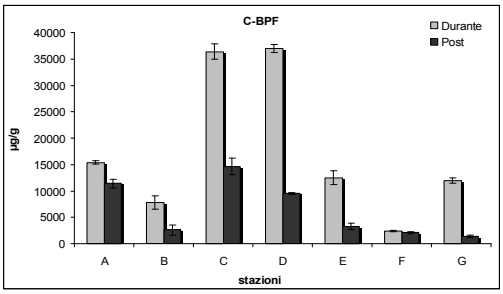


Fig. 1 - Livelli di C-BPF in seno al materiale sedimentato, per entrambi i periodi.

C-BPF in sedimented material in the two periods.

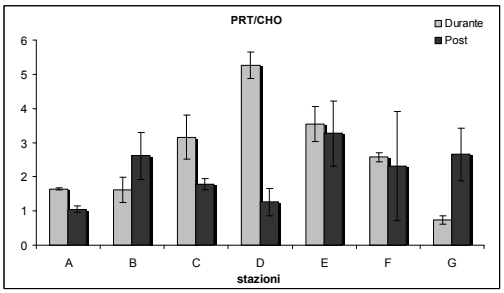


Fig. 2 - Livelli del rapporto PRT/CHO in seno al materiale sedimentato, per entrambi i periodi.

PRT/CHO ratio in sedimented material in the two periods.

Conclusioni - L'analisi del materiale sedimentato ha evidenziato un effetto diretto della stabulazione dei tonni. La frazione biopolimerica presenta un incremento nel periodo di raccolta corrispondente alla presenza dell'impianto, mentre subisce un netto decremento nel periodo successivo alla stabulazione dei tonni. Tale processo interessa maggiormente le stazioni di raccolta poste al di sotto e nelle immediate vicinanze delle gabbie, ma è evidenziabile anche in stazioni più distanti (fino a 100 m, stazione E), secondo un gradiente di dispersione legato alla presenza della corrente dominante. Risulta, inoltre, chiaro il ruolo della frazione proteica nel discriminare, anche in termini qualitativi, il materiale sedimentato durante l'attività dell'impianto. I risultati ottenuti suggeriscono come l'area di studio sia interessata da una lieve alterazione legata alla presenza dell'impianto di stabulazione e confermano quelli precedentemente ottenuti dall'analisi della materia organica sedimentaria nelle stesse aree (Savona *et al*., 2006).

Il presente studio pone l'attenzione sulla necessità di controllare gli effetti ambientali della maricoltura, in un'ottica generale di gestione eco-compatibile di questa attività umana.

Bibliografia

DANOVARO R., DELLA CROCE N., DELL'ANNO A., FABIANO M., MARRALE D., MARTORANO D. (2000) - Seasonal changes and biochemical composition of the labile organic matter flux in the Cretan Sea. *Progr. Oceanogr.*, **46**: 259-278.

FICHEZ R. (1991) - Composition and fate of organic matter in submarine cave sediments; implications for the biogeochemical cycle of organic carbon. *Oceanologica Acta*, **14** (4): 369-377.

FROMENTIN J.M., POWERS J.E. (2005) – Atlantic bluefin tuna: population dynamic, ecology, fisheries and management. *Fish and fisheries*, **6** (4): 281-306.

SAVONA B., VIZZINI S., ALEO A.E., SAVONA A., MAZZOLA A. (2006) - Effetti ambientali della stabulazione del tonno rosso (*Thunnus thynnus* L.): analisi della materia organica sedimentaria. 5° Convegno Nazionale CoNISMa, Viareggio 14-18 Novembre 2006.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 280-281

V. Sclafani, I. Carnevale, S. Vizzini

Dipartimento di Biologia Animale "G. Reverberi", Università di Palermo,
Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.
irecar@katamail.com

TRASFERIMENTO DEL *SURPLUS* DI ALIMENTO UTILIZZATO PER LA STABULAZIONE IN GABBIE DEL TONNO ROSSO (*THUNNUS THYNNUS*, L. 1758) ALL'INTERNO DELLE RETI TROFICHE NATURALI

TRANSFER OF FOOD SURPLUS *FROM TUNA (*THUNNUS THYNNUS*, L. 1758) FARMING WITHIN NATURAL TROPHIC WEBS*

Abstract *– The stable nitrogen isotope ratio ($^{15}N/^{14}N$) was measured in different fish species collected in an area containing tuna farming (Castellammare del Golfo, northern Sicily) and in reference locations before and at the end of farming activities.* Thunnus thynnus *showed higher $\delta^{15}N$ values at the end of cultivation than before. Among wild fish, only* Pagellus acarne *showed the same pattern, suggesting its exploitation of the food used in tuna farming.*

Key-words: Thunnus thynnus*, stable isotopes, Mediterranean Sea.*

Introduzione – Negli ultimi anni in Mediterraneo si è verificato un aumento consistente delle attività di stabulazione del tonno rosso (*Thunnus thynnus*, L. 1758). Tale attività prevede una fase di ingrasso, al fine di aumentare il contenuto in lipidi delle carni (Aguado *et al.*, 2003). L'alimento somministrato ai tonni, che è costituito da pesci e molluschi prelevati in ambienti marini generalmente non mediterranei, non viene interamente consumato dai tonni ed in parte si disperde nell'ambiente, costituendo un *input* di materia organica, che potrebbe rendersi disponibile per i consumatori selvatici. La tecnica degli isotopi stabili di carbonio ed azoto costituisce un valido strumento per individuare il destino delle molteplici fonti di materia organica anche alloctona all'interno delle reti trofiche (Vizzini e Mazzola, 2004). L'obiettivo di questo lavoro è stato di valutare l'eventuale trasferimento dell'alimento fornito ai tonni in stabulazione nelle reti trofiche naturali, misurando il rapporto isotopico dell'azoto ($^{15}N/^{14}N$, $\delta^{15}N$) nei tessuti di specie ittiche selvatiche prelevate in un'area interessata da un impianto di stabulazione del tonno nel Golfo di Castellammare (Sicilia settentrionale) ed in aree di riferimento.

Materiali e metodi – Esemplari di *Boops boops, Merluccius merluccius, Mullus barbatus, Pagellus acarne*, *Trachurus trachurus* e *Uranoscopus scaber* sono stati catturati con reti da posta e lenze, prima dell'inizio della stabulazione (giugno 2004; Periodo *Ante*) ed alla fine della stessa (novembre 2004; Periodo *Post*) nell'area in cui sono presenti le gabbie (Gabbie) ed in due aree di riferimento (Controllo 1, Controllo 2) all'interno del Golfo di Castellammare. Esemplari di *T. thynnus* sono stati catturati prima della stabulazione (giugno 2004) ed alla fine della stessa nel Novembre 2004. Su ciascun individuo è stata prelevata una porzione di muscolo, sulla quale è stata effettuata l'analisi degli isotopi stabili dell'azoto mediante uno spettrometro di massa per isotopi stabili (ThermoElectron Delta Plus XP) accoppiato ad un analizzatore elementare (ThermoElectron Flash EA 1112).

Risultati – Alla fine della stabulazione *T. thynnus* ha presentato valori molto più arricchiti in ^{15}N (12,27‰; e.s ±0,08) rispetto ai valori del periodo *Ante* (8,81‰; e.s ±0,30). Il tonno, infatti, durante l'allevamento è stato alimentato con prodotti freschi (*Clupea harengus*, *Illex coindeti* e *Scomber scombrus*), che presentavano valori elevati

di ^{15}N (~11,00‰; e.s ±0,77). Le specie ittiche selvatiche hanno mostrato una differente variabilità spaziale e temporale dei valori di ^{15}N senza presentare un andamento comune. Soltanto *P. acarne*, ha mostrato nell'area Gabbie del periodo *Post* un consistente incremento del valore di $\delta^{15}N$ (11,63‰; e.s ±0,11) rispetto alle altre aree in entrambi i periodi (10,66‰; e.s ±0,08).

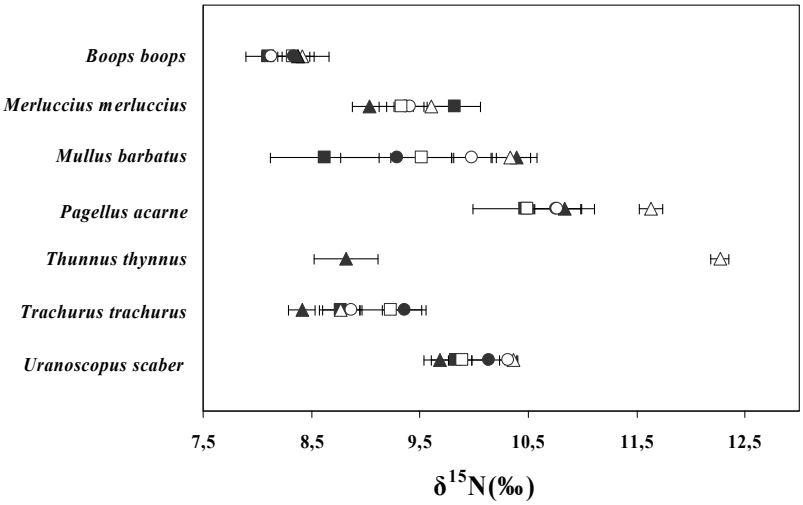


Fig. 1 - $\delta^{15}N$ (media ± errore standard) delle specie ittiche. Periodo *Ante*: ▲ Gabbie, ● Controllo 1, ■ Controllo 2; Periodo *Post*: △ Gabbie , ○ Controllo 1, □ Controllo 2.
$\delta^{15}N$ (mean ± standard error) of fish species. Period Ante: ▲ Cage, ● Control 1, ■ Control 2; Period Post: △ Cage , ○ Control 1, □ Control 2.

Conclusioni – A seguito della stabulazione, si è riscontrato per gli esemplari di *T. thynnus* un effettivo incremento dei valori di ^{15}N, causato dall'alimento somministrato. Anche *P. acarne*, catturato nel periodo *Post* nell'area Gabbie, ha presentato un arricchimento in ^{15}N. Tale risultato potrebbe suggerire l'utilizzo da parte di questa specie dell'alimento utilizzato per i tonni. Al contrario, le altre specie ittiche selvatiche non hanno presentato variazioni in ^{15}N attribuibili ad uno sfruttamento delle stesse risorse fornite ai tonni in stabulazione. Pertanto, si può dedurre che il differente utilizzo dell'alimento in *surplus* da parte delle specie selvatiche potrebbe essere imputabile a differenze nel loro habitus e nelle strategie di alimentazione. Se ne deduce che l'azoto alloctono proveniente dal cibo dei tonni allevati potrebbe essere incanalato all'interno della rete trofica alterando la naturale composizione isotopica di alcuni consumatori.

Bibliografia

AGUADO F., GARCÍA GARCÍA B. (2003) - Macronutrient composition of food for bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) fattening. *Cah. Options Mediterr.*, **60**: 15-16.

VIZZINI S., MAZZOLA A. (2004) - Stable isotope evidence for the environmental impact of a land-based fish farm in the western Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.*, **49**: 61-70.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 282-283

L. Stabili[1,3], M. Licciano[1], G. Corriero[2], C. Longo[2], M. Mercurio[2]

[1]Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche e Ambientali, Università di Lecce,
Via Prov.le Lecce-Monteroni – 73100 Lecce, Italia.
loredana.stabili@iamc.cnr.it
[2]Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, Via Orabona, 4 – 70125 Bari, Italia.
[3]IAMC, Sezione di Taranto – CNR, Via Roma, 3 – 70400 Taranto, Italia.

SPONGIA OFFICINALIS (SCHMIDT) (PORIFERA, DEMOSPONGIAE) COME BIORIMEDIATORE IN UN IMPIANTO DI ALLEVAMENTO ITTICO OFF-SHORE

SPONGIA OFFICINALIS *(SCHMIDT) (PORIFERA, DEMOSPONGIAE) AS BIORIMEDIATOR IN AN OFF-SHORE FISH-FARM*

Abstract *- Six microbiological parameters were studied in the seawater and in the demosponge* Spongia officinalis *collected in two different sampling periods (December 2005 and July 2006) from an off-shore fish-farm displaced off the Apulian coast (Southern Adriatic Sea). The abundances of the six microbiological parameters were always lower in the seawater than in the sponge samples. The highest densities of vibrios, total culturable bacteria at 37 °C and fecal streptococci were observed in the sponge samples during the summer period.*

Key-words: *bioremediation,* Spongia officinalis*, fish-farm, fecal streptococci.*

Introduzione – Negli ultimi anni l'espansione delle attività di maricoltura off-shore ha portato ad un incremento delle ricerche relative al loro potenziale impatto sull'ambiente acquatico, incluse le problematiche connesse alla diffusione di microrganismi potenzialmente patogeni per l'uomo e per le specie allevate (Bordas *et al.*, 1998). In questo contesto la possibilità di utilizzare organismi filtratori capaci di rimuovere i batteri dalla colonna d'acqua rappresenta un campo di ricerca di particolare interesse applicativo (Stabili *et al*., 2005, 2006a). Esperienze di laboratorio condotte su *Spongia officinalis* (Schmidt), la più comune spugna commerciale del Mediterraneo, hanno dimostrato l'alta efficienza di questo filtratore nel rimuovere il batterioplancton dal corpo idrico (Kefalas *et al*., 2003, Stabili *et al*., 2006b). Il presente lavoro si pone l'obiettivo di incrementare le informazioni sulle capacità di biorimediazione di *S. officinalis,* valutando la capacità di esemplari traslocati in strutture di allevamento ittico off-shore (Mar Adriatico, Bisceglie - Bari) di concentrare microrganismi appartenenti a diversi gruppi.

Materiali e metodi – Le analisi sono state condotte nel dicembre 2005 e nel luglio 2006 su esemplari di *S. officinalis* prelevati dall'allevamento off-shore e su campioni di acqua di mare provenienti dal medesimo sito. Sono stati ricercati i seguenti parametri microbiologici: batteri eterotrofi coltivabili (HB) mediante semina su Marine Agar a 20 °C, batteri totali a 37 °C (TB) mediante semina su Plate Count Agar, vibrioni coltivabili (V) mediante semina su thiosulphate-citrate-bile-sucrose-salt (TCBS) Agar, coliformi totali (CT), fecali (CF) e streptococchi fecali (SF) mediante la metodica MPN (Most Probable Number).

Risultati – I valori dei sei parametri microbiologici esaminati sono risultati maggiori nei tessuti della spugna rispetto all'acqua di mare prelevata dallo stesso sito in entrambi i periodi di indagine (Tab. 1). Per quanto riguarda batteri eterotrofi, batteri coltivati a 37 °C e vibrioni, i valori più alti sono stati registrati nel periodo estivo, sia nell'acqua di mare che nei tessuti della spugna. Anche la concentrazione degli streptococchi fecali è risultata più alta nei campioni di spugna prelevati in estate rispetto

a quelli prelevati in inverno. Le concentrazioni dei coliformi totali e fecali osservate nei campioni di acqua e di spugna prelevati in inverno sono risultate invece pressoché invariate rispetto a quelle estive.

Tab. 1 - Densità batteriche rilevate nei due periodi di indagine nell'acqua di mare e nelle spugne.
Bacterial densities recorded in the two sampling periods in seawater and sponge samples.

Categorie batteriche	Dicembre 2005		Luglio 2006	
	Acqua di mare	Spugne	Acqua di mare	Spugne
HB	3,89 log CFU/ml	6,96 log CFU/g	4,66 log CFU/ml	8,99 log CFU/g
TB	3,97 log CFU/ml	5,79 log CFU/g	4,48 log CFU/ml	6,93 log CFU/g
V	1 log CFU/ml	4,20 log CFU/g	1,65 log CFU/ml	5,26 log CFU/g
CT	17 MPN/100ml	300 MPN/100g	9 MPN/100ml	110 MPN/100g
CF	11 MPN/100ml	140 MPN/100g	5 MPN/100ml	110 MPN/100g
SF	11 MPN/100ml	860 MPN/100g	46 MPN/100ml	4600 MPN/100g

Conclusioni - I dati di densità batterica, costantemente maggiori in *S. officinalis* rispetto all'acqua di mare prelevata dallo stesso sito, dimostrano l'elevata capacità di accumulo microbiologico di questo macroinvertebrato filtratore. Di particolare interesse è l'accumulo da parte della spugna di streptococchi fecali, microorganismi indicatori di contaminazione di origine animale (Neil, 2004), la cui presenza nel sito di indagine è dovuta alle deiezioni dei pesci allevati. Infatti, una maggiore concentrazione degli streptococchi fecali sia nell'acqua di mare che nelle spugne si osserva proprio in estate, quando il regime alimentare delle specie allevate viene incrementato. I risultati di questa indagine confermano il potenziale utilizzo di *S. officinalis* come biorimediatore in impianti di allevamento ittico off-shore particolarmente efficaci nella rimozione di batteri che costituiscono un potenziale pericolo sia per la salute del consumatore che delle specie allevate.

Bibliografia

BORDAS M.A., BALEBONA J.M., RODRIGUEZ-MAROTTO J.M., BORREGO J.J., MORINIGO M.A. (1998) - Chemotaxis of pathogenic *Vibrio* strain towards mucus surfaces of gilt-head sea bream (*Sparus aurata*). *Appl. Environ. Microb*., **64** (4): 1573-1575.

KEFALAS E., CSTRITSI-CATHARIOS J., MILIOU H. (2003) - Bacteria associated with the sponge *Spongia officinalis* as indicators of contamination. *Ecol. Indicators*, **2**: 339-343.

NEIL M. (2004) - Microbiological indices for total coliform and *E. coli* bacteria in estuarine waters. *Mar. Poll. Bull.*, **49**: 752-760.

STABILI L., ACQUAVIVA M.I., CAVALLO R.A. (2005) - *Mytilus galloprovincialis* filter feeding on the bacterial community in a Mediterranean coastal area (Northern Ionian Sea, Italy). *Water Res.,* **39**: 469-477.

STABILI L., LICCIANO M., GIANGRANDE A., FANELLI G., CAVALLO R.A. (2006a) – *Sabella spallanzanii* filter-feeding on bacterial community: ecological implications and applications. *Mar. Environ. Res.,* **61**: 74-92.

STABILI L., LICCIANO M., GIANGRANDE A., LONGO C,., MERCURIO M., NONNIS MARZANO C., CORRIERO G. (2006b) - Filtering activity of *Spongia officinalis* var. *adriatica* (Schmidt) (Porifera, Demospongiae) on bacterioplankton: implications for biorimediation of polluted seawater. *Water Res.,* **40**: 3083-3090.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 286-287

M. Abbate, A. Bordone, G. Cerrati, A. Lisca, A. Peirano

ENEA Centro Ricerche Ambiente Marino S.Teresa,
Pozzuolo di Lerici - 19036 La Spezia, Italia.
marinella.abbate@santateresa.enea.it

VARIABILITÀ DELLA DISTRIBUZIONE E DENSITÀ DI *OSTREOPSIS OVATA* NEL GOLFO DELLA SPEZIA

DIFFERENCES IN OCCURRENCEE AND DENSITY OF OSTREOPSIS OVATA *IN THE GULF OF LA SPEZIA (NW MEDITERRANEAN)*

Abstract - *The occurrence of the invasive tropical Dinoflagellate species,* Ostreopsis ovata *was investigated in September and October 2006 in the Gulf of La Spezia (NW Mediterranean Sea). Notwithstanding the positive relationship between the microalga density and temperature and irradiance, observations evidenced that periods of rough sea may contribute significantly to variability in density measurements.*

Key-words: *benthic Dinoflagellates,* Ostreopsis ovata*, population density, La Spezia Gulf.*

Introduzione - Fra le specie di origine tropicale che nell'ultimo decennio sono riuscite a colonizzare le coste italiane vi è la microalga bentonica *Ostreopsis ovata* Fukuyo (Fukuyo, 1981), appartenente ai Dinoflagellati potenzialmente tossici. Nel Mar Ligure Abbate ha osservato per la prima volta *O. ovata* nell'agosto del 1998 (Sansoni *et al.*, 2003). Da allora si sono verificate nei litorali dell'Alto Tirreno e nel Mar Ligure diverse fioriture che hanno provocato talvolta fenomeni di ipossia e anossia dei fondi ed anche problemi per la salute pubblica. Nel settembre del 2006, a seguito di eventi significativi di sviluppo algale nel litorale di Lerici (SP), si è avviata un'indagine preliminare per studiare quali fattori ecologici possano influenzare la distribuzione e la densità della popolazione di *O. ovata* nel Golfo della Spezia.

Materiali e metodi – Nel periodo tarda estate- – inizio autunno del 2006 sono stati effettuati 3 campionamenti (7 e 209 settembre e 20 ottobre) in due siti del Golfo della Spezia: uno esposto alle mareggiate SW-SE (Lerici), l'altro al riparo da queste (Portovenere). Sono state campionate 3 stazioni nel litorale di Portovenere (Scoglietti, Paradiso, Olivo) e 5 in quello di Lerici (Marinella, Venere, Marineria, Castello, Fiascherino). In ogni stazione è stato eseguito un prelievo su substrato roccioso a circa mezzo metro di profondità aspirando con una siringa in plastica le microalghe presenti in un'area circolare di 20 mm^2 fino peral raggiungimento di un volume di 20 ml. I campioni sono stati fissati con Lugol e, conservati al buio e al fresco in provette chiuse. Il il conteggio delle cellule è stato effettuato secondo il metodo Utermöhl (Sournia, 1978). Le differenze in densità (cell ml^{-1}) tra i due litorali e tra i periodi di campionamento sono state analizzate mediante analisi della varianza a due vie. Le variazioni sono state confrontate con le caratteristiche meteorologiche di temperatura dell'aria, irradianza totale e frequenza del vento maggiore di 5,4 m sec^{-1} con provenienza da SW-SE, che genera onde maggiori di un metro. (www.santateresa.enea.it/wwwste/dationline/dationline.html).

Risultati – I conteggi delle densità nei tre periodi considerati sono risultati estremamente variabili (Fig. 1). L'analisi della varianza ha evidenziato come i valori di densità di *O. ovata* registrati nel primo periodo di campionamento lungo il litorale di Lerici siano significativamente superiori (Tukey test, $P < 0.05$) a quelli dei periodi successivi di entrambe le località. Le densità osservate nel primo campionamento sono risultate comprese fra 12000 (Marineria) e 1000 (Olivo) cell ml^{-1}. Nel secondo campionamento

le densità di *O. ovata* sono diminuite vistosamente con valori compresi tra 2019 (Paradiso) e 82 (Fiascherino e Scoglietti) cell ml^{-1}. Il mese successivo i conteggi hanno evidenziato valori di densità nuovamente crescenti e compresi fra 165 (Olivo) e 3008 (Scoglietti) cell ml^{-1}. Durante il periodo dell'indagine la temperatura media giornaliera dell'aria è risultata compresa fra i 22 ed i 17 °C, mentre la radiazione solare media giornaliera subiva un regolare decremento da 438 a circa 308 Watt m^{-2}.

Per quanto riguarda il moto ondoso si sono verificati solo due eventi meteorologici che hanno determinato la formazione di onde di altezza maggiore di un metro: il primo due giorni prima del secondo campionamento (20/9/2006); il secondo 20 giorni prima del terzo campionamento (20/10/2006).

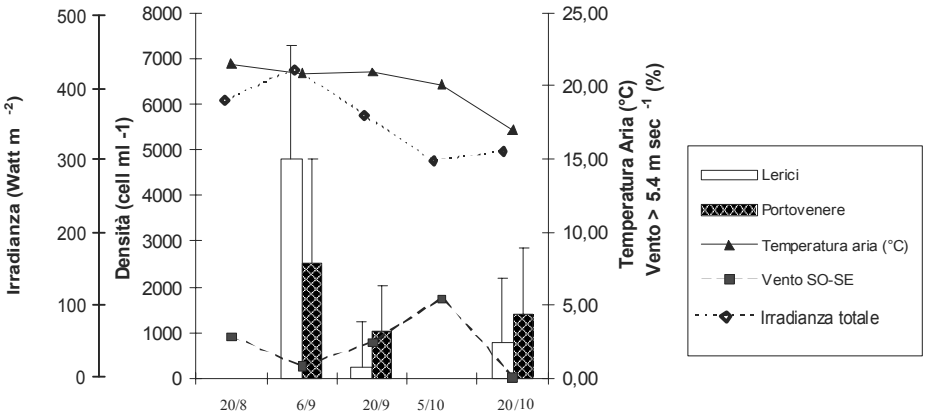


Fig. 1 - Andamento delle densità medie di *O. ovata* e parametri meteorologici considerati.
Density trend of O. ovata *and meteorological parameters.*

Tra il primo ed il secondo campionamento si è verificato un evento di pioggia con vento da SW che è perdurato per qualche giorno causando un significativo aumento del moto ondoso.

Conclusioni – Durante il periodo di indagine (settembre-ottobre) ci si aspettava un regolare graduale decremento della densità della microalga in relazione alla regolare diminuzione della radiazione solare e della temperatura. Tuttavia tra il primo ed il secondo campionamento si è verificato per alcuni giorni un cambiamento delle condizioni meteo-marine che ha comportato una drastica diminuzione della densità di popolazione di *O. ovata*. Tale effetto evidenzia l'importanza del monitoraggio delle condizioni meteo-marine nel controllo della densità della specie anche in rapporto asi fenomeni di tossicità associati.

Bibliografia

FUKUYO Y. (1981) – Taxonomical study on benthic dinoflagellates collected in coral reef. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, **47**: 967-978.

SANSONI G., BORGHINI B., CAMICI G., CASOTTI M., RUSTIGHI C. (2003) – Fioriture algali di *Ostreopsis ovata* (Gonyaulacales: Dinophyceae): un problema emergente. *Biol. Amb.*, **17**: 17-23.

SOURNIA A. (1978) – *Monographs on Oceanographic Metodology*. No. 6. Phytoplankton Manual., UNESCO, Paris: 337 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 288-289

M. Benfante, G. Cimò, C. Vassallo*, M. Milazzo, F. Fiorentino*, R. Chemello

Dipartimento di Biologia Animale "G. Reverberi", Università di Palermo,
Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.
mariagrazia.benfante@gmail.com
*CNR-IAMC, Via Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.

VARIAZIONI TEMPORALI DELLA STRUTTURA DI TAGLIA IN POPOLAZIONI SFRUTTATE DI *HALIOTIS TUBERCULATA* (MOLLUSCA GASTROPODA) NEL GOLFO DI SFERRACAVALLO (PA)

TEMPORAL VARIATIONS IN SIZE STRUCTURE OF HALIOTIS TUBERCULATA *(MOLLUSCA GASTROPODA) EXPLOITED STOCKS IN THE GULF OF SFERRACAVALLO (PA)*

Abstract - *This study aims at evaluating the differences in size structure of population of* H. tuberculata *in the Gulf of Sferracavallo (northern Sicily) which experienced the co-occurrence of high exploitation and decrease of eutrophic conditions during the eighties and early nineties. Comparison of size structure showed significant differences between length frequency distributions of 1970-75s and 2002-2005, being the latter formed by smaller size green ormer.*

Key-words: *stocks, temporal variation, size distribution.*

Introduzione - *Haliotis tuberculata* (Linnaeus, 1758) è un archeogasteropode erbivoro ampiamente distribuito nel bacino del Mediterraneo (Geiger, 2000) e, per le sue caratteristiche eduli, particolarmente apprezzato in Sicilia. Un'area particolarmente sfruttata è quella in prossimità della borgata marinara di Sferracavallo (Palermo) dove la pesca di *H. tuberculata* è stata praticata tradizionalmente soprattutto in due località: Barcarello e Cala Creta. L'intensa attività di raccolta condotta dal dopo guerra, dapprima con attrezzi da pesca ("*specchio* e *manuzza*") dalla barca, successivamente da subacquei in apnea (anni '60 e '70) ed infine con l'autorespiratore (anni '80 e '90), ha avuto, presumibilmente, effetti notevoli sulle popolazioni locali del Golfo di Sferracavallo. Il presente studio si propone di confrontare la struttura di taglia di individui raccolti nelle località di studio negli anni 1970-1975 con quella di esemplari rinvenuti negli anni 2002-2005.

Materiali e metodi - Con l'ausilio di un calibro a corsoio, sono state misurate le conchiglie di 856 individui pescati, nell'area di studio, fra il 1970 ed il 1975 e le conchiglie di 646 esemplari raccolti negli anni 2002-2005. Come identificativa della taglia di *H. tuberculata* è stata utilizzata la misura relativa alla lunghezza massima della conchiglia (Peck e Culley, 1990; Kingsford e Battershill, 1998). I dati sono stati suddivisi in classi di taglia ed il confronto statistico delle distribuzioni di frequenza è stato effettuato per mezzo del test non parametrico di Kolmogorov-Smirnov (test KS).

Risultati - Gli individui di *Haliotis tuberculata* raccolti fra il 1970 ed il 1975 presentano una taglia compresa fra 79,2 e 19,2 mm. La misura più frequente in questa distribuzione in classi di taglia è 50 mm mentre la media è pari a 51,6 (±0,3) mm.

La taglia media degli individui appartenenti al *dataset* 2002-2005 è pari a 36,1 (±0,3) mm mentre i valori massimi e minimi sono, rispettivamente, 69,2 e 5 mm. La moda di questa distribuzione è 35 mm (Fig. 1).

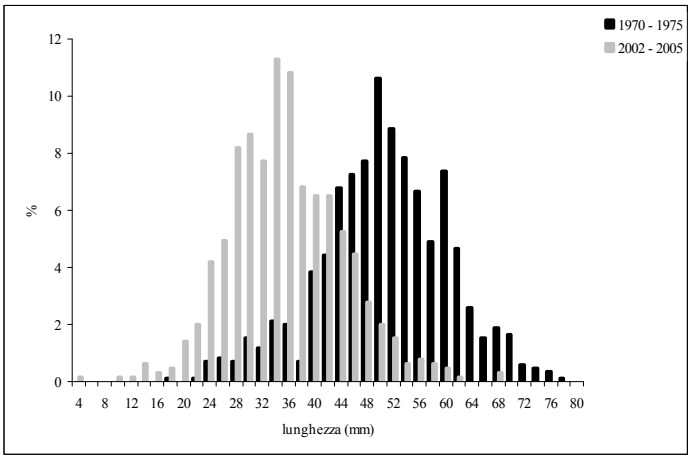


Fig. 1 - Confronto fra classi di taglia: 1970-75 (n=856) *vs* 2002-05 (n=646).
Comparison of lenght frequency: 1970-75 (n=856) vs 2002-05 (n=646).

Il test non parametrico di Kolmogorov-Smirnov ha evidenziato differenze altamente significative fra le due distribuzioni esaminate (D=0,65; p=0,001) e nel complesso tutte le classi di taglia contribuiscono nel determinare tali differenze.

Conclusioni - Il confronto della lunghezza degli esemplari esaminati ha rivelato evidenti differenze nella struttura di taglia nei due periodi. Dall'esame in dettaglio si evince che, oltre ad un decremento nella lunghezza media della conchiglia, si è registrata una variazione di circa 10 mm delle taglie massime. Da ciò emerge che, nel corso degli anni, sono venuti meno gli esemplari con dimensioni maggiori corrispondenti agli individui adulti della popolazione. Inoltre, informazioni disponibili sui tassi di cattura indicano una riduzione da circa 30-40 individui per ora di pesca negli anni 60-70 a circa 5-10 attuali. Il collasso della popolazione di *H. tuberculata* nel Golfo di Sferracavallo è attribuibile ad una variazione nell'uso della risorsa da parte dell'uomo. Negli anni '70 veniva effettuata una raccolta selettiva nei confronti di molluschi di grosse dimensioni (50-60 mm) mentre oggi vengono pescati anche esemplari con dimensioni ridotte che non hanno ancora raggiunto l'età riproduttiva (taglia <20 mm) o che comunque hanno da poco superato il primo evento di riproduzione (34 mm; Bolognari, 1953). Va ricordato, infine, che il miglioramento della qualità delle acque marine nel golfo in seguito alla realizzazione della condotta fognaria ha profondamente modificato le caratteristiche trofiche e del popolamento algale, costituendo una possibile concausa del collasso dello stock.

Bibliografia

BOLOGNARI A. (1953) – Ricerche sulla sessualità di *Haliotis lamellosa*. *Archo. Zool. Ital. Torino*, **38**: 361-402.

GEIGER D.L. (2000) – Distribution and biogeography of the recent Haliotidae (Gastropoda: Vestigastropoda) world-wide. *Boll. Malacol.,* **35**: 57-120.

KINGSFORD M., BATTERSHILL C. (1998) – *Studying temperate marine environments. A handbook for ecologist*. Canterbury University Press. Christchurch, New Zealand: 335 pp.

PECK L.S., CULLEY M.B. (1990) – Structure and density of *Haliotis tuberculata* population around the coast of Jersey, Channel Isles. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.,* **70**: 67-75.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 290-291

L.A. Chessa, E. Casola[1], P. Lanera[1], A. Pais, N. Plastina[1], S. Serra, M. Scardi[2], L.M. Valiante[1], D. Vinci[1]

Sezione di Acquacoltura ed Ecologia Marina, Dip. di Scienze Zootecniche, Università di Sassari, Via E. De Nicola, 9 - 07100 Sassari, Italia.
chessa@uniss.it
[1]Bioservice s.c.r.l., Napoli, Italia.
[2]Dipartimento di Biologia, Università di Roma "Tor Vergata", Italia.

ESISTE UNA CORRISPONDENZA FRA I GRUPPI TROFICI DOMINANTI NELLA FAUNA ITTICA ED IN QUELLA BENTONICA DELLO STAGNO DI CALICH?

IS THERE A CORRESPONDENCE BETWEEN DOMINANT TROPHIC GROUPS IN BENTHIC AND FISH FAUNA OF THE CALICH LAGOON?

Abstract *- The dominance of the main trophic groups in benthic fauna was compared with that in the adult fish assemblage of the Calich lagoon (NW Sardinia, Italy). The dominance of detritivorous taxa in both cases points out the major role played by detritus. Preliminary results suggest that the trophic net of the Calich lagoon is mainly controlled by bottom-up mechanisms.*

Key-words: *coastal lagoons, fish, zoobenthos, detritus, Mediterranean Sea.*

Introduzione - Come noto, il comportamento alimentare di molti organismi bentonici è strettamente correlato alla disponibilità stagionale del detrito (Menéndez *et al.*, 1989; Walsh *et al*., 1994). Nell'ambito di un ampio programma di studi ambientali svolti nello stagno di Calich (un biotopo costiero molto ricco di detrito), è stato effettuato un confronto tra le principali categorie trofiche di specie zoobentoniche di fondo mobile e quelle delle principali specie della fauna ittica presenti in stadio adulto nello stagno. Questo ambiente salmastro si trova nella Rada di Alghero (Sardegna Nord occidentale), ha una superficie di 97 ha e dispone di un unico canale a mare lungo circa 260 m dislocato all'estremità Ovest (Chessa *et al.*, 2005).

Materiali e metodi - I campionamenti sono stati effettuati nel gennaio e nel luglio 1998 con una benna Van Veen della capienza di 5 litri. L'analisi trofica della comunità macrozoobentonica è stata effettuata raggruppando le specie sulla base delle modalità di assunzione del cibo ed analizzando i rapporti numerici tra i diversi gruppi. Sono stati cumulati i dati di 20 stazioni dislocate a copertura dello stagno considerando le seguenti categorie funzionali: macrofagi, suddivisi in carnivori ed erbivori; microfagi, suddivisi in sospensivori, detritivori e limivori. L'importanza relativa delle suddette categorie trofiche e delle specie maggiormente rappresentative di ciascuna di esse è stata definita sulla base dei valori di biomassa. Ai fini del confronto con la fauna ittica, sono state considerate le cinque specie di Teleostei più rappresentative estratte da un *pool* di 35. La scelta è stata effettuata in base ai più alti valori di biomassa registrati in un ciclo annuo di campionamenti con attrezzi da pesca fissi e mobili (Pais *et al*., 2002).

Risultati - Le specie ittiche che hanno maggiormente contribuito in termini di biomassa pescata sono state le seguenti: *Liza ramada* (32%), *Sarpa salpa* (20%), *Chelon labrosus* (15%), *Diplodus annularis* (15%) e *Anguilla anguilla* (5%). Dai dati della letteratura *L. ramada* e *C. labrosus* risultano specie detritivore (Cardona, 2001), *A. anguilla* e *D. annularis* sono invece carnivore (Chessa *et al*., 2004; Dumay *et al*., 2004), mentre *S. salpa* è erbivora (Verlaque, 1990). Da quanto sopra consegue che le specie detritivore hanno rappresentato il 47% della biomassa totale pescata mentre quelle erbivore

e carnivore il 20% ciascuna. Osservando la ripartizione delle categorie trofiche del macrozoobenthos cumulata per tutte le stazioni considerate, emerge che le specie detritivore hanno costituito l'88% della biomassa raccolta. Tra le specie più rappresentative citiamo il mollusco *Abra segmentum*, l'anfipode *Corophium acherusicum* e l'isopode *Cyathura carinata*. Le specie sospensivore hanno rappresentato il 9% della biomassa macrozoobentonica e quelle erbivore solo il 2%. In alcune stazioni la densità numerica dei detritivori macrozoobentonici ha raggiunto valori compresi tra il 92 ed il 97% del totale degli individui raccolti. Per quanto concerne gli erbivori, la frazione macrozoobentonica relativa è apparsa molto modesta rispetto a quella espressa fra i pesci. Per questi ultimi è interessante notare il notevole ruolo svolto delle salpe, capaci di smaltire biomasse che il macrozoobenthos è probabilmente in grado di elaborare solo in minima parte. Per quanto riguarda i sospensivori macrozoobentonici, essi hanno rappresentato la seconda categoria per importanza, soprattutto con i bivalvi *Cerastoderma glaucum* e *Tapes decussatus*. Alcuni pesci sembrano trarre grande vantaggio dall'abbondanza dei sospensivori: *D. annularis*, infatti, ha mostrato nella sua dieta una frequenza di rinvenimento di molluschi pari al 43,9%, con una notevole abbondanza soprattutto di sospensivori.

Conclusioni - Le nostre osservazioni sul ruolo trofico dei pesci coincidono pienamente con quanto osservato da Blanco *et al*. (2003) in uno studio sulle interazioni trofiche in alcuni stagni costieri del Mediterraneo. Nello stagno di Calich, sia che si consideri il macrozoobenthos, sia che si valutino i pesci, l'energia appare quindi incanalata soprattutto attraverso la via del detrito indipendentemente dal comparto faunistico che si considera. Analogamente a quanto emerso in altri ambienti salmastri, la risposta al quesito nel titolo di questo lavoro sembra essere affermativa anche nel caso dello stagno del Calich.

Bibliografia

BLANCO S., ROMO S., VILLENA M. J., MARTÍNEZ S. (2003) - Fish communities and food web interactions in some shallow Mediterranean lakes. *Hydrobiologia*, **506-509**: 473-480.

CARDONA L. (2001) - Non-competitive coexistence between Mediterranean grey mullet: evidence from seasonal changes in food availability, niche breadth and trophic overlap. *J. Fish Biol.*, **59**: 729-744.

CHESSA L.A., PAIS A., SCARDI M., SERRA S., ATZORI G. (2004) - Osservazioni sul regime alimentare di *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758) nello stagno di Calich (Sardegna Nord Occidentale). *Biol. Mar. Medit*., **11** (2): 573-576.

CHESSA L.A., PAESANTI F., PAIS A., SCARDI M., SERRA S., VITALE L. (2005) - Perspectives for development of low impact aquaculture in a Western Mediterranean lagoon: the case of the carpet clam *Tapes decussatus*. *Aquacult. Int.*, **13**: 147-155.

DUMAY O., TARI P.S., TOMASINI J.A., MOUILLOT D. (2004) - Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. *J. Fish Biol.*, **64**: 970-983.

MENÉNDEZ M., FORÉS E., COMIN F.A. (1989) - *Ruppia cirrhosa* decomposition in a coastal temperate lagoon as affected by macroinvertebrates. *Arch. Hydrobiol.*, **117**: 39-48.

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.

VERLAQUE M. (1990) - Relations entre *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) (Téléostéen, Sparide), les autres poissons brouteurs et le phytobentos algal méditerranéen. *Oceanol. Acta*, **13**: 373-388.

WALSH A., REAY P., O'HALLORAN, J., CAHILL K. (1994) - The growth of grey mullet in a rural and urbanized Irish estuary. *J. Fish Biol.*, **45**: 889-897.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 292-293

M. Cigliano, M.C. Gambi

Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "A. Dohrn",
Punta S. Pietro - 80077 Ischia (NA), Italia.
cigliano@szn.it

THE LONG HOT SUMMER: A FURTHER MORTALITY EVENT OF GORGONIANS ALONG THE PHLAEGREAN ISLANDS (TYRRHENIAN SEA)

LA LUNGA ESTATE CALDA: ANCORA UN EVENTO DI MORTALITÀ DI GORGONACEI NELLE ISOLE FLEGREE (MAR TIRRENO)

Abstract - *A further mortality event of gorgonians along the coast of Ischia and Procida (Tyrrhenian Sea) was observed in late summer 2005 and may be related to another summer high temperature anomaly.* Eunicella singularis *and* Eunicella cavolinii *were the two damaged species, with* E. cavolinii *as the most injured species. A previous mass mortality was reported in this area in 2002, and this second event in a short time lapse, may seriously affect population recovery of these species.*

Key-words*: Gorgonacea, mortality, thermal anomaly, Tyrrhenian Sea.*

Introduction - Previous mass mortality events of various colonial sessile organisms occurred in the NW Mediterranean almost every year since the unprecedented event in 1999 (Cerrano *et al*., 2000, 2005). Gorgonians were among the most affected groups during these events. Two positive thermal anomalies have been recorded in the summers 1999 and 2003 in the NW Mediterranean (heat-waves). Since the signs of mortality occurred just after this unusual warm period, it seems likely that temperature played a key role in this widespread mortality, by acting directly on metabolic dysfunctions, or decreasing natural defenses and favoring the development of pathogens. In this paper we report data on a further mass mortality of gorgonians which occurred in late summer 2005 in various areas along the coast of Ischia and Procida (Tyrrhenian Sea). In fact, in this zone a first, unprecedented mortality occurred in 2002 and the damaged species were *Paramuricea clavata* and *Eunicella singularis* (Gambi *et al*., 2006) while in the nearby area of the Sorrento Peninsula also *Eunicella cavolinii* was affected (Russo and Carrada, 2006).

Materials and methods - The mass mortality event was visually observed from mid September 2005, monitoring was carried out from July to November 2006. Four sites were selected along the Phlaegrean islands: P.ta Solchiaro (Procida) and P.ta S. Angelo (Ischia) are steep rocky cliffs reaching 70 m depth; "Bell'ommo 'e terra" and "Formiche" (Ischia) are rocky banks located at 15-30 m and 5-18 m depth, respectively. *Eunicella singularis* and *E. cavolinii* co-occur at S. Angelo and Bell'ommo, while at Solchiaro only *E. singularis* is present, and at Formiche only *E. cavolinii* occurs. Colony density and their degree of damage were estimated following Cerrano *et al.* (2000). For each site we considered three horizontal transects 20 m long: Solchiaro at 16-18 m and 18-20 m depth; S. Angelo at 18-22 m; Bell'ommo at 16-18 m; Formiche at 15-17 m. For each transect six 1 m^2 random plots were measured. Extent of injury was estimated by dividing colonies into 6 damage classes: whole alive, 25% of dead tissue, 50%, 75%, 99%, whole dead.

Results – The first visual inspections in mid September 2005 suggested that mortality occurred in a relatively short time lapse (about 15-20 days). Colony density of *E. singularis* ranged from a mean of 6.2±3.4 ind./m^2 at Solchiaro (18-20 m depth) to

10.8±6.7 ind./m^2 at S. Angelo (18-20 m). *E. singularis* showed the highest values of dead colonies at Bell'ommo and in the deep part of Solchiaro (18-20 m) with means of 27.7±9.2% and 21.9±14.4%, respectively. At Solchiaro the deepest colonies (18-20 m) were more damaged than the shallowest ones (16-18 m: mean dead colonies = 5.0±5.6%). At Bell'ommo, the mean value of dead colonies observed in 2006 (27.7%) was higher than that observed in 2002 (17.6%; Gambi *et al*., 2006). At S. Angelo dead colony of *E. singularis* were relatively low (mean = 16.4±5.1%), while alive colonies showed the highest value (mean = 33.8±4.9%). The colony density of *E. cavolinii* ranged from a mean of 13.0±7.3 ind./m^2 at Bell'ommo to 24.4±13.1 ind./m^2 at Formiche. *E. cavolinii* showed the most damaged population at S. Angelo (mean dead colonies= 38.2±10.7%), followed by Bell'ommo (28.4±10.0%) and Formiche (19.2±7.4%). Alive colonies ranged from a mean of 15.3±6.5% (Bell'ommo) to 21.1±6.3% (S. Angelo). As a whole, colonies dead or with tissue damages above 50% represented the 50.4% of colonies of all populations for *E. singularis*, and 67.3% for *E. cavolinii*. At all sites and for both species, alive colonies were generally represented by small colonies (<20 cm height).

Conclusions - Three years after the first mortality recorded in 2002 (Gambi *et al.,* 2006), a further mass event affected the gorgonian populations along the Phlaegrean islands, with *E. cavolinii* as the most injured species. Also this mortality seems related to a summer high temperature anomaly, in fact water temperature at 20 m depth in the Gulf of Naples at the end of August 2005 was slightly above 24 °C (Saggiomo V., pers. comm.). Although gorgonians show a relatively rapid recovery after mass mortality (Cerrano *et al*., 2005), such repetitive events, occurring in short-time lapses, may dramatically affect population recruitment of these species.

Acknowledgements – Thanks to M.C. Buia, V. Rando, M. Lorenti, B. Iacono for support at sea.

References

CERRANO C., BAVESTRELLO G., BIANCHI C.N., CATTANEO-VIETTI R., BAVA S., MORGANTI C., MORRI C., PICCO P., SARA G., SCHIAPARELLI S., SICCARDI A., SPONGA F. (2000) – A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North Western Mediterranean), Summer 1999. *Ecol. Letters*, **3**: 284-293.

CERRANO C., ARILLO A., AZZINI F., CALCINAI B., CASTELLANO L., MUTI C., VALISANO L., ZEGA G., BAVESTRELLO G. (2005) – Gorgonian population recovery after a mass mortality event. *Aquat. Conserv. Mar. Fresh. Ecosyst.,* **15**: 147-157.

GAMBI M.C., CIGLIANO M., IACONO B. (2006) – Segnalazione di un evento di mortalità di Gorgonacei lungo le coste delle isole di Ischia e Procida (Golfo di Napoli, Mar Tirreno). *Biol. Mar. Medit*., **13** (1): 583-587.

RUSSO G.F., CARRADA G.C. (2006) - Valutazione della moria di Gorgonie. AMP Punta Campanella. Relazione finale. http://www.puntacampanella.org/ricerca/laboratorio.asp

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 294-295

F. Colombo, S. Vizzini, B. Savona, A. Mazzola

Dipartimento di Biologia Animale "G. Reverberi", Università di Palermo,
Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.
fcolombo@unipa.it

DENSITÀ E COMPOSIZIONE ISOTOPICA DI *DENDROPOMA PETRAEUM* (CAENOGASTROPODA, MONTEROSATO, 1884): CONFRONTO TRA LE DIVERSE PORZIONI DELLA PIATTAFORMA A VERMETI

DENSITY AND ISOTOPIC COMPOSITION IN DENDROPOMA PETRAEUM *(CAENOGASTROPODA, MONTEROSATO, 1884): A COMPARISON BETWEEN DIFFERENT PARTS OF A VERMETID PLATFORM*

Abstract *– The density of* Dendropoma petraeum *was measured and analyses of $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ carried out in three morphological parts of a vermetid reef (inner edge, cuvette, outern edge). Differences in density and isotopic composition were detected between the three parts. The results may relate to surface hydrodynamism.*

Key-words: Dendropoma petraeum*, Meditarranean Sea, stable isotopes, density, Vermetidae.*

Introduzione - I Vermetidi sono un gruppo di molluschi Cenogasteropodi marini sessili, tendenzialmente gregari o coloniali, strettamente aderenti al substrato roccioso, in alcuni casi in grado di edificare *reef* nella fascia intermareale. Nelle biocostruzioni mediterranee, *Dendropoma petraeum* risulta essere la specie strutturale principale (Molinier e Picard, 1953; Chemello, 1989). Ad oggi risultano poche le informazioni sulla materia organica effettivamente assimilata da questi organismi filtratori, e a questo scopo l'ecologia isotopica può costituire un valido strumento d'analisi. Un importante fattore limitante la distribuzione e la dimensione delle biocostruzioni, su piccola scala, è l'idrodinamismo superficiale, infatti *D. petraeum* risulta scarsamente sviluppato in ambienti riparati, preferendo coste esposte ad elevato idrodinamismo (Dieli, 2003). In questo contesto, l'obbiettivo del presente lavoro è stato di valutare, ad una scala ancora più piccola, le eventuali variazioni di densità e dei valori isotopici ($\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$) nelle tre porzioni morfologiche che vengono descritte nella piattaforma a Vermeti (bordo interno, *cuvette*, bordo esterno). Questi diversi comparti della biocostruzione differiscono sia per i popolamenti che per il grado di esposizione al moto ondoso (Chemello, 1989).

Materiali e metodi - Il prelievo dei campioni di *D. petraeum* è stato realizzato staccando le conchiglie dal *reef* con l'ausilio di uno scalpellino; i campioni sono stati raccolti nelle tre diverse porzioni della piattaforma (bordo esterno, *cuvette*, bordo interno), in 6 stazioni con uguale livello di esposizione, lungo un tratto di costa ricadente all'interno della zona B di riserva generale nell'AMP "Capo Gallo e Isola delle Femmine" (Sicilia settentrionale). La stima della densità di questi organismi nel *reef*, attraverso la conta manuale degli individui vivi presenti nel campione prelevato e processato in laboratorio, è stata effettuata in 5 repliche per porzione del *reef*. Le analisi dei rapporti isotopici di carbonio ($\delta^{13}C$) e azoto ($\delta^{15}N$), realizzate in 3 repliche per porzione, sono state eseguite mediante uno spettrometro di massa (ThermoElectron Delta Plus XP) collegato ad un analizzatore elementare di carbonio ed azoto (Thermo Electron Flash EA 1112).

Risultati – La densità di *D. petraeum* è aumentata dal bordo interno (10768±3990 n. ind./m^2) alla *cuvette* (11046±3533 n. ind./m^2) al bordo esterno (15009±5154 n. ind./m^2) (ANOVA, $p<0.01$; SNK test: bordo interno=*cuvette*<bordo esterno). Per il $\delta^{15}N$, è evidenziabile un incremento lungo il transetto costa-mare (Fig. 1a) (ANOVA, $p<0.001$; SNK test: bordo interno=*cuvette*<bordo esterno). Appare invece chiaro un decremento dei valori di $\delta^{13}C$ lungo il transetto: i valori diventano più negativi passando dal bordo interno, alla *cuvette* e infine al bordo esterno (Fig. 1b) (ANOVA, $p<0.001$; SNK test: bordo esterno < *cuvette* =bordo interno).

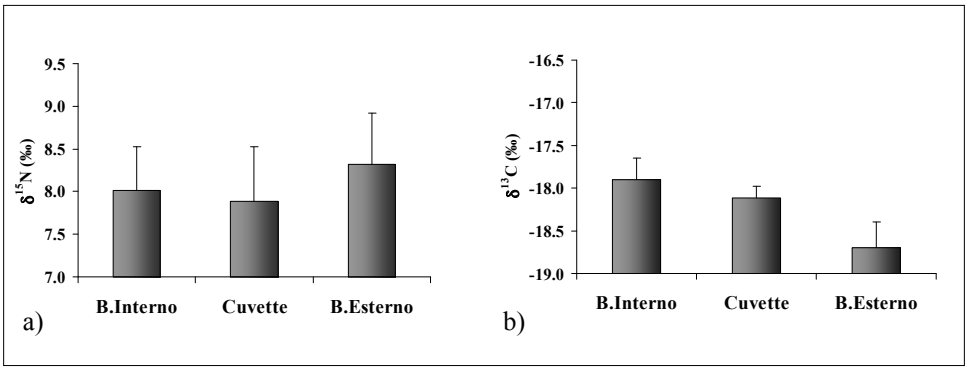


Fig. 1 - ^{15}N (a) e $\delta^{13}C$ (b) (media ± deviazione standard) in *D. petraeum* nelle tre porzioni della piattaforma.

$\delta^{15}N$ (a) and $\delta^{13}C$ (b) (mean ± standard deviation) in D. petraeum*, in the three parts of the platform.*

Conclusioni - I valori di densità più elevati nel bordo esterno trovano riscontro nelle condizioni più turbolente nella porzione più esterna del *reef*, favorevoli per *D. petraeum*. I risultati delle analisi isotopiche consentono di ipotizzare la presenza di differenze nella qualità della materia organica utilizzata dai filtratori lungo il transetto dal bordo interno a quello esterno del *reef*: è plausibile che gli organismi che si trovano in porzioni più interne risultino maggiormente influenzati dalla materia organica di origine bentonica, mentre i filtratori più esposti, che hanno mostrato valori più negativi di $\delta^{13}C$, probabilmente risentono maggiormente dell'apporto della componente fitoplanctonica, che generalmente presenta valori di impoveriti in ^{13}C rispetto alla micro- e macro-alghe bentoniche (Michener e Schell, 1994).

Bibliografia

CHEMELLO R. (1989) - La bionomia bentonica ed i molluschi. 5. Il piano infralitorale: il marciapiede a Vermeti. *Notiziario SIM*, **7**: 11-12, 167-170.

DIELI T. (2003) - Ecologia funzionale delle formazioni a vermeti. Tesi di dottorato. Università degli Studi di Palermo.

MICHENER R.H., SCHELL D.M. (1994) - Stable isotope ratios as tracers in marine aquatic food webs. In: Lajtha K., Michener R.H. (ed), *Stable isotopes in ecology and environmental science.* Blackwell Scientific Publications, London: 138-157.

MOLINIER R., PICARD J. (1953) - Notes biologiques a propos d'un voyage d'étude sur les cotes de Sicile. *Ann. Inst. Océanogr. Paris*, **28** (4): 163-187.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 296-297

A. Cosentino, A. Profeta*

Dip. di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Messina, Italia.
aprofeta@unime.it
*IAMC-CNR, Sezione di Messina, Italia.

ASPETTI PECULIARI DELLA POLICHETOFAUNA DI FONDO MOBILE NEL LITORALE CALABRO (TIRRENO MERIDIONALE)

PECULIAR ASPECTS OF SOFT-BOTTOM POLYCHAETE ASSEMBLAGES OF CALABRIAN COASTS (SOUTHERN TYRRHENIAN SEA)

Abstract - *A census of polychaete species living along the mid-lower coasts of Calabria (south western Italy) is herein reported. Analysis of species/abundance distribution showed the contrasting trend between the moderately diversified assemblages respect to the uneven distribution of abundances and low frequencies of most of sampled species. Finally, the finding of one specimen of* Trichobranchus *sp. (Terebellida: Trichobranchinae) with two pairs of dorsal branchiae may have taxonomic and biogeographic relevance.*

Key words*: benthic communities, seafloor sampling, species diversity, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione - La rappresentatività dei policheti nelle comunità di fondo mobile e il loro ruolo come descrittori delle tipologie tessiturali di substrato mobile (Fresi *et al*., 1983), della funzionalità ecosistemica (Gambi e Giangrande, 1985) e nella valutazione degli indici di qualità ambientale (Bellan *et al*., 2006) sono state ben documentate. La scarsezza di dati faunistici relativi a tale gruppo per il litorale calabro costituisce un'evidente lacuna, anche in considerazione delle caratteristiche fisiografiche e del particolare regime climatico/idrologico.

Materiali e metodi - È stato indagato il popolamento ad anellidi policheti rinvenuto nel corso di tre diverse campagne oceanografiche lungo le coste centro-meridionali della Calabria, nelle seguenti località: Palmi (3-60 m; estate 1992), Lamezia T.-Scalea (20-100 m; est. 2001), Pizzo C.-Vibo V. (20-100 m; est. 2005), mediante benna Van Veen da 70 l, per un totale di 95 campioni. Il sedimento è stato fissato a bordo in formalina al 4% tamponata e successivamente setacciato su maglia da 1 mm. Sono state indagate l'identità cenotica, la curva rango/abbondanza e la distribuzione delle specie. L'analisi di similarità per specie (Bray-Curtis) è stata eseguita su 59 taxa con abbondanze relative >1%. I software PRIMER-E 6 e STATISTICA (StatSoft Italia) sono stati impiegati per le analisi statistiche.

Risultati – È stato determinato un totale di 104 specie (2669 individui), raggruppate in 76 generi e 30 famiglie. L'identità biocenotica (Bellan-Santini *et al.*, 1994) ha evidenziato taxa sabulicoli (SFHN/SGCF, 7 specie, 4,12% dell'abbondanza totale; SFBC, 18 specie, 6,55%), taxa limicoli (VTC/lim., 44 specie, 6,63%) e popolamenti caratterizzati da specie tolleranti l'infangamento, misticole o euriecie (LRE/mixt/lim. toll., 35 specie, 82,66%), mentre sono assenti taxa esclusivi di fondo detritico. La località di Palmi presentava la massima abbondanza, ma la minore equitabilità (J, 0,37) e diversità (H', 1,44) rispetto alle altre località ($J_{med.}$, 0,88; $H'_{med.}$, 3,07). La curva rango/abbondanza e la frequenza di specie (Fig. 1) hanno mostrato un raggruppamento faunistico sbilanciato, con la dominanza della sola specie *Ditrupa arietina* (O.F. Muller, 1776) rispetto a numerosi altri taxa, con frequenze basse (<0,01) o bassissime (<0,001). Un possibile adattamento ad una serie-geometrica (test K-S, d=0,054; X^2 = 3,19; p>>0,5%), indica un popolamento immaturo, potenzialmente non saturato

in termini di nicchie occupate o rispondente a pochi forti gradienti edafo-climatici (Magurran, 2004). Diverse specie mostravano elevati indici di dispersione (varianza/media), imputabili alla distribuzione aggregata di forme sessili e vagili. L'analisi di similarità ha evidenziato un'uniformità faunistica nelle tre località, mentre la discriminazione di *D. arietina* identifica la significativa presenza del serpulide nell'area centrale golfo di Gioia a elevate densità, fino a profondità di 40/50 m. Nonostante la sostanziale omogeneità tipologica e la ridotta strutturazione della taxocomunità, non mancano evidenze peculiari, soprattutto riferibili all'area centrale del golfo di S. Eufemia. Nella recente campagna SFOP Calabria (2000-2006), è stato rinvenuto un esemplare adulto di Oenonidae, *Arabella coeca* Fauvel, 1940, precedentemente segnalato solo per il medio-basso Adriatico (Checklist SIBM 2006, http://www.sibm.unige.it/CHECKLIST/principalechecklist.htm), ma potrebbe riscontrare un particolare interesse tassonomico e biogeografico il rinvenimento di un esemplare di Trichobranchiidae del genere *Trichobranchus* Malmgren, 1866, caratterizzato dalla presenza di due paia di branchie dorsali invece delle tre paia di *T. glacialis* Malmgren, 1866 (Hutchings e Peart, 2000).

Conclusioni - Il popolamento ad anellidi policheti dei fondi mobili della Calabria centro-meridionale ha evidenziato alcune peculiarità. La ric-chezza specifica rilevata con-trasta con la prevalenza di specie poco ricorrenti e un unico taxon dominante, ma fortemente aggregato. Si segnalano, inoltre, per il basso Tirreno *Arabella coeca* e un particolare morfotipo del genere *Trichobranchus*.

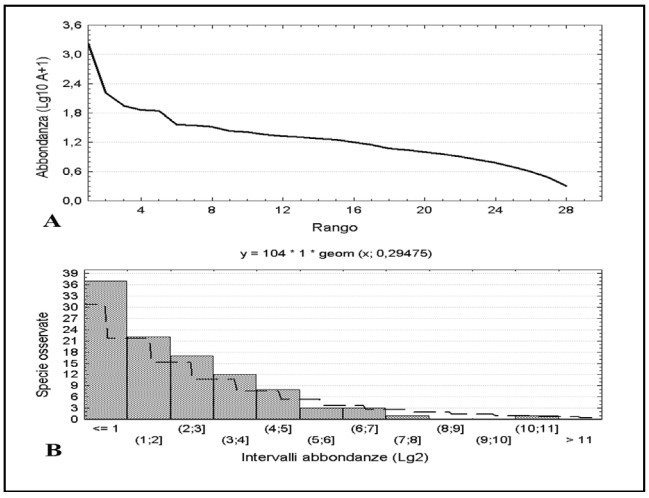


Fig. 1 - Curva rango/abbondanza (A) e istogramma della distribuzione delle specie riscontrate (B) su scale logaritmiche. La linea tratteggiata rappresenta la distribuzione attesa in serie geometrica.

Rank/abundance curve (A) and species distribution histogram (B) on logarithmic scales. Dashed line shows the expected geometric-series distribution.

Bibliografia

BELLAN G., BELLAN-SANTINI D., MARINOPOULOS J. (2006) – Quarante ans de suivis dans une zone perturbée: enseignements et propositions. *Biol. Mar. Medit*., **13** (1): 30-38.

BELLAN-SANTINI D., LACAZE J.-C., POIZAT C. (1994) - Les biocénoses marines et littorals de Mediterranée, Synthèse, menaces et perspectives. *Mus. Natn. Hist. Nat. Paris*: 246 pp.

FRESI E., GAMBI M.C., FOCARDI S., BARGAGLI R., BALDI F., FALCIAI L. (1983) - Benthic Community and Sediment Types: A Structural Analysis. *Mar. Ecol.*, **4** (2): 101-121.

GAMBI M.C., GIANGRANDE A. (1985) - Caratterizzazione e distribuzione delle categorie trofiche dei policheti nei fondi mobili del golfo di Salerno. *Oebalia*, **11** (N.S.): 223-240.

HUTCHINGS P., PEART R. (2000) - A revision of the Australian Trichobranchidae (Polychaeta). *Invert. Taxon.*, **14**: 225-272.

MAGURRAN A. (2004) – Measuring Biological Diversity. *Blackwell Publ.*: 256 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 298-299

Cossu A., Martinez A., Ragazzola F.

Dipartimento di Botanica ed Ecologia Vegetale, Università di Sassari,
Via Muroni, 25 - 07100 Sassari, Italia.
acossu@uniss.it

APPLICAZIONE DELL'ANALISI D'IMMAGINE ALLO STUDIO DELLA FRAZIONE FOGLIARE DELLA COMUNITÀ EPIFITA DI *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE

USE OF THE IMAGE ANALYSIS TECHINQUE TO STUDY THE EPIPHYTIC POPULATION ON THE POSIDONIA OCEANICA *(L.) DELILE LEAVES*

Abstract *–The chromatism of* Posidonia oceanica *leaves and their epiphytes is different and species specific. The application of the image analysis technique facilitates both the calculation of total leaf surface covered by epiphytes and predominant epiphyte species. The two sides of the leaf show strong species- and depth-specific differences.*

Key-words: *epiphytes, leaves, image processing,* Posidonia oceanica.

Introduzione – Il ruolo specifico dei diversi fattori ecologici che controllano lo sviluppo degli epifiti non è stato ancora ben chiarito. I cambiamenti in biomassa degli epifiti sono in rapporto alla disponibilità di luce, idrodinamismo e dei nutrienti (Mazzella *et al.,* 1989); tuttavia molti lavori che accennano a tali temi non sono stati realizzati con questo preciso intento e i risultati hanno spesso un carattere deduttivo. Una limitazione allo studio di queste comunità consiste nella difficoltà della stima quantitativa delle singole specie. La loro abbondanza è stata valutata o su scale arbitrarie semiquantitative (Trautman e Borowitzka, 1999) o con analisi quantitative su aree fogliari campionarie (Nesti *et al.,* 2006; Piazzi *et al.,* 2004); i risultati mostrano una consistente varianza spaziale che potrebbe derivare oltre che da quella intrinseca dei popolamenti anche dai limiti dalla tecnica di rilevamento utilizzata.

Si vuole illustrare il risultato di un tentativo di misura degli epifiti di *P. oceanica*, adottando la tecnica dell'analisi d'immagine; questa utilizza la capacità di discriminazione cromatica di un software dedicato che divide l'immagine digitale in una serie di pixel, ognuno dotato della sua informazione cromatica e dimensionale. Questa tecnica permette di stimare superfici con un grande livello di precisione e con rapidità.

La prima ipotesi sperimentale è se il complesso degli epifiti mostrino una risposta cromatica significativamente diversa dalla foglia di *P. oceanica*; la seconda, se sia differente anche *tra* gli stessi epifiti ma costante nella stessa specie e nello stesso campione. La conferma della prima ipotesi permette il calcolo della superficie totale epifitata; la seconda, la superficie occupata da ogni singolo epifita.

Materiali e metodi – Nella rada di Alghero, si sono raccolti dieci fasci fogliari alla profondità sia di 20 sia di 35 m nel mese di settembre quando la colonizzazione era completa e in aree tra loro sufficientemente lontane; in questa fase preliminare si è preferito evitare quote più superficiali che mostravano foglie molto epifitate. Da ogni fascio si sono prelevate la prima foglia intermedia e la prima adulta. Sul esemplare fresco, si sono effettuate le scansioni di entrambe le pagine fogliari con risoluzione di 600 dpi. Le immagini sono state analizzate con il software Image Pro Plus della Media Cybernetics, Inc. dopo opportuna calibrazione. Le foglie poi erano conservate in formalina al 4% ed impiegate per la determinazione degli epifiti.

Risultati - Le differenze cromatiche osservate tra foglia ed epifiti è stata tale da permettere il calcolo della superficie fogliare totale epifitata. I risultati vengono espressi come % di copertura totale (senza la ligula). I confronti tra i due lati della foglia adulta a –20 m mostrano una copertura % media di 22,4±7,2 (S.d.) per i lato interno e 29,9±8,3 per il lato esterno. L'analisi della varianza (ANOVA) rigetta la possibilità di medie uguali per $P<0,05$. Nella stazione e –35 si ha una copertura % media di 14,5±8,3 per i lato interno e 21,5±8,2 per il lato esterno. ANOVA *non* rigetta la possibilità di medie uguali per $P<0,05$. La maggiore copertura del lato esterno a –20 m potrebbe essere in relazione ad una maggiore disponibilità di luce verso l'estero del ciuffo, fattore che si attenua in profondità. I confronti tra i due lati e le due profondità (ANOVA - 2 vie) indicano valori di copertura % con $P<0,01$ significativi sia per l'effetto lato fogliare sia profondità, entrambi relazionabili alla disponibilità di luce. Meno chiari risultano i risultati delle foglie intermedie; entrambe le profondità esaminate mostrano medie con elevata varianza. L'effetto lato foglia e profondità non è inoltre significativo.

Le differenze cromatiche tra epifiti era tale da poter discriminare la maggior parte di questi permettendo quindi di calcolare con buona precisione la specifica superficie occupata. Le corallinaceae *Hydrolithon farinosum* (J.V. Lamouroux) D. Penrose & Y.M. Chamberlain e *Pneophyllum fragile* Kützing, che essendo specie affini per colorazione tuttavia non vengono distinte dal software che calcola quindi la superficie complessiva delle due specie (ed es. % superficie totale epifitata a –20 m, 24,4±6,2; a –35 m, 16,9±5,6).

Conclusioni - Il metodo dell'analisi d'immagine si è dimostrato preciso nella stima del ricoprimento totale ed efficace nella discriminazione delle specie epifite. Dai risultati di carattere preliminare ottenuti, si osserva che solo le foglie adulte si prestano ad evidenziare le differenze tra i siti; le foglie intermedie, causa la forte variabilità della loro superficie epifitata e il minor numero di specie presenti, sono meno conservative delle foglie adulte; infine, l'analisi delle singole pagine fogliari fornisce maggiori indicazioni di una sola.

Si rimarca la facilità di applicazione e la rapidità di esecuzione; tale metodica, che comunque deve essere convalidata da casistica più ampia, mostra interessanti ambiti applicativi come il monitoraggio ambientale o lo studio delle dinamiche successionali di colonizzazione di fanerogame marine.

Bibliografia

MAZZELLA L., SCIPIONE M.B., BUIA M.C. (1989) - Spatio-temporal distribution of algal and animal communities in a *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadow. *PSZNI Mar. Ecol.*, **10**: 107-131.

NESTI U., BALATA D., PIAZZI L., CINELLI F. (2006) - Two different approaches to detect spatial variability of epiphytic assemblages of *Posidonia oceanica* (L.) Delile: the use of species and the morphological groups. *Biol. Mar. Medit.,* **13** (4): 163-166.

PIAZZI L., BALATA D., CINELLI F., BENEDETTI-CECCHI L. (2004) - Patterns of spatial variability in epiphytes of *Posidonia oceanica.* Differences between a disturbed and two references locations. *Aquatic Botany,* **79**: 345-356.

TRAUTMAN D.A., BOROWITZKA M.A. (1999) - Distribution of epiphytic organisms on *Posidonia australis* and *P. sinuosa*, two seagrasses with different leaf morphology. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **179**: 215-229.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 300-301

F. Fava, M. Ponti, C. Cerrano*

Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali (C.I.R.S.A.), Università di Bologna
Via S. Alberto, 163 - 48100 Ravenna, Italia.
federica.fava@inwind.it
*Dip.Te.Ris., Università di Genova, Italia.

DIVERSITÀ E DISTRIBUZIONE DEI CORALLI MOLLI NELL'ISOLA DI SILADEN (NORD SULAWESI, INDONESIA)

SOFT CORALS DIVERSITY AND DISTRIBUTION AT SILADEN ISLAND (NORTH SULAWESI, INDONESIA)

Abstract - *Soft corals abundances were studied at three random sites and two zones (reef edge and flat) along the southwestern side of Siladen Island. Eight genera were found, among which* Xenia *was the most abundant as number of colonies and dominated the flat.* Nephthea *e* Lobophytum *showed higher densities at the reef edge. Assemblages changed with both sites and zones. Total coverage was in the range 0.1-2.2%.*

Key-words: *soft corals, coral reefs, diversity, distribution, Bunaken national marine park.*

Introduzione - L'area indo-pacifica é considerata il più complesso e vasto sistema ecologico caratterizzato dalla più alta biodiversità del Pianeta (Sheppard, 1992). La biodiversità marina dell'arcipelago indonesiano é ancora oggi così poco conosciuta che molte specie restano da descrivere (Tomascik *et al.*, 1997). Le scogliere coralline presentano un elevato valore ecologico, sociale ed economico e per questo motivo è necessaria una più approfondita conoscenza della diversità e della distribuzione delle risorse marine. Lo scopo del presente lavoro è stato quello di valutare la diversità a livello di genere e i modelli di distribuzione dei popolamenti di coralli molli intorno all'isola di Siladen (parco marino nazionale di Bunaken, nord Sulawesi-Indonesia).

Materiali e metodi - Lo studio è stato condotto in tre siti scelti a caso sul lato SW dell'isola di Siladen: Barat (1°37,86'N 124°47,81'E), Molo (1°37,65'N 124°48,02'E) e Onong (1°37,63'N 124°48,28'E). Per ciascun sito sono stati prelevati campioni per la classificazione tassonomica ed è stata condotta in immersione una valutazione visiva dell'abbondanza dei generi tramite l'utilizzo di *belt transect*s. Per ogni sito sono stati effettuati cinque transetti di 10×2 metri in due differenti zone, lungo il margine della barriera (prof. media 3,5 m) e nella piattaforma tra il margine e la spiaggia (prof. media 1 m). In tutti i transetti è stato contato il numero delle colonie e in tre di essi è stata misurata l'area di ricoprimento dei diversi generi. La distribuzione dei generi è stata analizzata mediante ANOVA a due vie (Zona: 2 livelli fissi; Sito: 3 livelli casuali, ortogonale), previa verifica dell'omogeneità delle varianze con il test *C* di Cochran, applicando le trasformazioni più opportune (Underwood, 1997). La similarità dei popolamenti è stata analizzata mediante PERMANOVA (dati trasformati con radice quadrata, indice di similarità di Bray-Curtis; Anderson, 2001).

Risultati - La classificazione tassonomica ha permesso l'identificazione di otto generi di coralli molli, tutti zooxantellati: *Capnella*, *Efflatounaria*, *Lemnalia*, *Lobophytum*, *Nephthea*, *Sarcophyton*, *Sinularia* e *Xenia*. In tutti i siti, il genere più abbondante è *Xenia* con percentuale sul numero totale di colonie del 80% in Molo, del 34% in Barat e del 65% in Onong. *Capnella* è il genere con densità minore (circa 1%), presente solo in Molo e Onong. I popolamenti presentano un differenziamento sia tra siti che tra zone (PERMANOVA SitoXZona $P<0{,}001$), in particolare in due siti (Molo e Barat) i popolamenti della piattaforma e del margine della barriera sono ben differenziati

mentre nel sito Onong sono simili tra loro. Inoltre nella piattaforma i popolamenti dei singoli siti risultano ben distinti mentre nel margine questa diversificazione scompare. Per quanto riguarda i modelli di distribuzione delle singole popolazioni, *Xenia* presenta un'abbondanza relativa (%) maggiore nella piattaforma e una diminuzione di densità nel margine (ANOVA SitoXZona $P<0{,}001$), mentre i generi *Nephthea* e *Lobophytum* mostrano un andamento opposto (ANOVA Zona $P<0{,}05$ e $P<0{,}01$ rispettivamente). L'area totale di ricoprimento dei popolamenti di coralli molli (compresa tra 0,1%-2,2%) è maggiore nel margine (ANOVA Zona $P<0{,}01$). Il sito Onong è caratterizzato dalla diversità (H') maggiore, costante nel margine e nella piattaforma; negli altri siti invece questa risulta maggiore nel margine (ANOVA SitoXZona $P<0{,}005$).

Conclusioni - La percentuale di ricoprimento di coralli molli a Siladen è confrontabile con quella del *fringing reef* dell'isola di Curaçao (1,5% a 3-5 metri; Nagelkerken *et al*., 2005) e della Grande Barriera Corallina (5,18% a 10 metri; Fabricius, 1997). I popolamenti della piattaforma sembrano essere meglio adattati a condizioni quali maggiore luminosità, minore idrodinamismo e disponibilità di substrato roccioso nonché alla quasi assenza di coralli duri quali competitori trofici e spaziali. L'unico sito dove i popolamenti non si differenziano tra piattaforma e margine è Onong, dove le caratteristiche ambientali sono molto simili. È stato possibile identificare modelli di distribuzione specifici solo per *Xenia*, *Nephthea* e *Lobophytum*. In particolare, la maggior abbondanza di *Xenia* nella piattaforma potrebbe dipendere dalla sua abilità a sfruttare i pochi substrati duri disponibili tra la sabbia e alla sua resistenza all'esposizione durante la bassa marea. *Lobophytum* e *Nephthea*, invece, mostrano una densità maggiore lungo il margine della barriera, dove presumibilmente la maggior profondità permette l'habitus eretto delle colonie di *Nephthea* e l'elevata disponibilità di substrato roccioso favorisce la formazione di tappeti monospecifici di *Lobophytum*. Nella Grande Barriera Corallina Australiana è stata riscontrata una zonazione simile per *Lobophytum* e *Nephthea* ma opposta per *Xenia* (Fabricius e De'ath, 2000).

Bibliografia

ANDERSON M.J. (2001) - A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.*, **26**: 32-46.

FABRICIUS K.E (1997) - Soft coral abundance on the central Great Barrier Reef: effects of *Acanthaster planci*, space availability, and aspects of the physical environment. *Coral reefs,* **16**: 159-167.

FABRICIUS K.E, DE'ATH G. (2000) - *Soft Coral Atlas of the Great Barrier Reef*. Australian Institute of Marine Science, http://www.aims.gov.au/softcoral.atlas: 57 pp.

NAGELKERKEN I., VERMONDEN K., MORAES O.C.C., DEBROT A.O., NAGELKERKEN W.P. (2005) - Changes in coral reef communities and an associated reef fish species, *Cephalopholis cruentata* (Lacepede), after 30 years on Curaçao (Netherlands Antilles). *Hydrobiologia,* **549**: 145-154.

SHEPPARD C., PRICE A., ROBERTS C. (1992) - *Marine ecology of the Arabian region: patterns and processes in extreme tropical environments*. Academic press, London: 359 pp.

TOMASCIK T., MAH A.J., NONTJI A., MOOSA M.K. (1997) - *The ecology of Indonesian Seas*. Vol. I-II. Periplus Press, Singapore: 1330 pp.

UNDERWOOD A.J. (1997) - *Experiments in ecology*. Cambridge University Press, Cambridge: 504 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 302-303

G. Fuda, D. Pessani

Laboratorio di Biologia marina, Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo,
Via Accademia Albertina, 13 – 10123 Torino, Italia.
daniela.pessani@unito.it

CROSTACEI DECAPODI DELL'INFRALITORALE DELLA CALABRIA JONICA

DECAPOD CRUSTACEANS OF THE INFRALITTORAL OF IONIAN CALABRIA (ITALY)

Abstract *- The species of Decapod Crustaceans, present on both soft and hard substratum of the infralittoral bottom of the Ionian coast of Calabria (Italy), have been identified. Of the 25 species present in the examined zone, five (*Processa elegantula, Scyllarus pygmaeus, Achaeus cranchii, Sirpus zariquieyi, Pilumnus villosissimus*) are reported for the first time in the Ionian Sea.*

Key-words*: distribution, new records, marine crustaceans, sampling, Ionian Sea.*

Introduzione - L'area situata davanti a Gioiosa Marina (Calabria jonica) presenta zone di sabbie fini ben calibrate che presto lasciano il posto a fanghi; infatti, il fondale si approfonda rapidamente poiché già a 500 m dalla linea di costa si incontra la batimetrica dei 100 m. Spostandosi ad est verso Roccella Jonica, presso la foce della fiumara Barruca, si trovano depositi di massi sparsi, intervallati da strisce di sabbia, che formano un substrato duro, ricco di microcavità.

Fino ad oggi, la costa jonica della Calabria è stata scarsamente indagata per quanto riguarda la componente faunistica litorale; in particolare, non vi sono informazioni sulla carcinofauna, sia di fondo duro sia di fondo mobile.

Pertanto, nelle aree suddette è stata condotta una serie di campionamenti, allo scopo di iniziare a riempire il vuoto conoscitivo relativo appunto alla carcinofauna.

Materiali e metodi - I campionamenti sono stati effettuati in immersione, nel periodo luglio-agosto 2002, lungo 2 transetti di 100 m, perpendicolari alla costa: uno posto ad est dell'abitato di Gioiosa Marina (campioni GM), l'altro a distanza di 2 km dal primo ed in prossimità della foce della fiumara Barruca (campioni FB). I Decapodi sono stati prelevati tramite sorbona (lato della maglia del collettore = 400 μm; 3 campioni in ciascuna delle due località), trappole (realizzate con bottiglie di plastica, zavorrate ed innescate; 5 campioni in ciascuna delle due località) e manualmente all'interno di quadrati, di 100 cm di lato per GM (12 campioni) e di 40 cm per FB (8 campioni). Quando il Crostaceo presente nel quadrato risultava di immediata identificazione, veniva misurato, sessato e rilasciato.

Risultati - Sono stati identificati 191 Crostacei Decapodi attribuibili a 25 specie, riportate nella tabella 1 con le località, le profondità ed i metodi di campionamento.

Conclusioni - L'intento di questo lavoro era di tipo qualitativo: tuttavia, anche se il numero di esemplari raccolti è puramente indicativo, non sfugge la scarsità degli stessi se confrontata sia con la biodiversità sia con lo sforzo di campionamento.

Il metodo di campionamento più efficace sembra essere quello manuale all'interno dei quadrati, poiché 13 specie sono state catturate in questo modo; da non sottovalutare il metodo delle trappole, che permette di prelevare esemplari perfettamente integri.

Il sito di Fiumara Barruca risulta il più ricco, in connessione con la ricchezza di microhabitat che l'ambiente offre.

Tab. 1 – Le specie presenti nei prelievi di Fiumara Barruca (FB) e Gioiosa Marina (GM), la profondità di campionamento [m] e gli attrezzi di pesca utilizzati (s = sorbona; t = trappola; q = quadrato).

The species collected off Fiumara Barruca (FM) and Gioiosa Marina (GM), the sampling depth [m] and the sampling method (s = air-lift; t = trap; q = frame).

Specie	**Località**	**Profondità**	**Attrezzo**
Athanas nitescens (Leach, 1814)	FB	6	s
Lysmata seticaudata (Risso, 1816)	FB	6	s
Thoralus cranchii (Leach, 1817)	GM, FB	7.5-25	s, t
Processa elegantula Nouvel & Holthuis, 1957	GM	7	t
P. macrophthalma Nouvel & Holthuis, 1957	FB, GM	8-16	t
Processa modica carolii Will., 1979	GM	10	t
Scyllarus pygmaeus (Bate, 1888)	FB	9	q
Calcinus tubularis (L., 1767)	FB	5.5-9	q
Clibanarius erythropus (Latr., 1818)	FB	6.5-8.5	q
Diogenes pugilator (Roux, 1829)	GM	8.5-14	q
Anapagurus laevis (Bell, 1845)	GM	9-10	s, q
Pagurus anachoretus Risso, 1827	FB	5.5-9	q
Calappa granulata (L., 1758)	GM	16-25	q
Ilia nucleus (L., 1758)	FB	6-7.5	s
Achaeus cranchii Leach, 1817	FB	9.5	t
Maja crispata (Risso, 1827)	FB	8-9	q
Pisa hirticornis (Herbst, 1804)	FB	7.5	q
Pisa nodipes (Leach, 1815)	FB	6	q
Parthenope massena (Roux, 1830)	GM	16, 25	t
Sirpus zariquieyi Gordon, 1953	FB	7.5	s
Liocarcinus depurator (L., 1758)	GM	14-23	Q
Liocarcinus navigator (Herbst, 1794)	GM	9	S
Portumnus latipes (Pennant, 1777)	GM	8.5	q
Portunus hastatus (Linnaeus, 1767)	GM	6.5-12	q
Pilumnus villosissimus (Rafinesque, 1814)	FB	6-9	q

Cinque delle specie identificate risultano non ancora segnalate (Froglia, 2005) nell'area biogeografica 6 (Bianchi, 2004): *Processa elegantula*, *Scyllarus pygmaeus*, *Achaeus cranchii*, *Sirpus zariquieyi, Pilumnus villosissimus.*

Questa ricerca, pur nei limiti spaziali e temporali nei quali è stata effettuata, offre un contributo alla conoscenza della carcionofauna ionica, estendendo o completando (*P. villosissimus*) le informazioni sulla presenza dei Decapodi nei mari italiani.

Bibliografia

BIANCHI C.N. (2004) - Proposta di suddivisione dei mari italiani in settori biogeografici. *Notiziario S.I.B.M.*, **46**: 57-59.

FROGLIA C. (2005) - *Checklist della fauna italiana. Decapodi.* http://www.sibm.it/CHECKLIST/31%20DECAPODA/Decapoda.pdf

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 304-305

L. Gallus, M.G. Aluigi[1], E. Chelossi[2], M. Faimali[2],
M. Milanese[3], A. Sarà[3], A. Scinto[3]

LiBIOM, Dip. di Biologia, Università di Genova, Viale Benedetto XV, 5 - 16132 Genova, Italia.
gallus@unige.it
[1]Dip. di Biologia, Università di Genova, Italia.
[2]CNR- ISMAR, Sezione di Genova, Italia.
[3]DIPTERIS, Università di Genova, Italia.

PRIMO RITROVAMENTO DI *PERRIERELLA AUDOUINIANA* (AMPHIPODAE) COME OSPITE DELLA SPUGNA MEDITERRANEA *HALICLONA (RENIERA) SARAI*: CONSIDERAZIONI ECOTOSSICOLOGICHE

FIRST RECORD OF PERRIERELLA AUDOUINIANA *(AMPHIPODAE) AS HOST OF THE MEDITERRANEAN SPONGE* HALICLONA (RENIERA) SARAI*: ECOTOXICOLOGICAL CONSIDERATIONS*

Abstract *- The presence of the amphipode* Perrierella audouiniana *(Bate, 1857) was recorded in the exhalant canals of the sponge* Haliclona (Reniera) sarai *(Pulitzer-Finali, 1969), which is known as producer of the anticholinergic and cytotoxic 3-alkylpyridinium salts (poly-APS). Occurrence of* P. audouiniana *in this hostile biotic microhabitat could have a relevant ecological role and requires further investigations.*

Key-words: *amphipods,* Perrierella audouiniana*, poly-APS,* Haliclona (Reniera) sarai*, sponge.*

Introduzione - Recentemente nei canali esalanti di esemplari di *Haliclona (Reniera) sarai* (Pulitzer-Finali, 1969), sono stati individuati alcuni esemplari dell'anfipode *Perrierella audouiniana* (Bate, 1857). *H.(R.) sarai* costituisce un ambiente ostile per altri organismi, quali i crostacei, per la presenza di una miscela dei sali di polimeri di 3-alkylpyridinio (poly-APS) che sono stati estratti e caratterizzati già da alcuni anni e che svolgono in essa funzione protettiva (Sepčić *et al*., 1997). Gli esemplari di *H.(R.) sarai* sono stati collezionati per lo studio dei poly-APS, della loro sintesi naturale, farmacocinetica e ruolo ecologico. Obiettivo del lavoro è rilevare come, benché gli anfipodi siano ospiti diffusi delle spugne (Thiel, 2000), *P. audouiniana* sopravviva all'interno di *H.(R.) sarai*, fatto degno di nota per la tossicità dei poly-APS, da cui la necessità di ulteriori indagini.

Materiali e metodi - Campioni di *H.(R.) sarai* sono stati raccolti, mediante immersioni subacquee, alla profondità di circa 33 m, alla temperatura di 14 °C, in grotta, lungo il promontorio di Portofino (Mar Ligure), e identificati in base alle loro caratteristiche tassonomiche macroscopiche, all'analisi delle spicole, dello scheletro e ai test dell'emolisi e dell'inibizione dell'acetilcolinesterasi (AChE) (Sepčić *et al*., 1997). Spugne e Anfipodi sono stati fissati in paraformaldeide 4% mantenuti in alcool etilico 70% v/v per future indagini. Frammenti di spugna congelati a –25 °C sono stati utilizzati per le analisi biochimiche, o conservati per future analisi. I batteri eterotrofi associati alla spugna sono stati isolati e coltivati su terreno nutriente Marine Agar 2216 (ZoBell, 1946) contenente lo 0,5% di sodio piruvato.

Risultati - La spugna si presenta bianca, friabile, saponosa al tatto; la classificazione si è basata sull'analisi delle spicole e dello scheletro. I test spettrofotometrici dell'emolisi e dell'inibizione dell'AChE hanno pienamente confermato l'attività caratteristica dei poly-APS, con risultati consistenti con i dati di letteratura. Diluizioni scalari dell'estratto crudo della spugna hanno, infatti, indotto rapida emolisi in emazie umane valutata come assorbanza a 700 nm, per 60 secondi. L'attività enzimatica dell'AChE di

anguilla elettrica nei confronti dell'acetiltiocolina ioduro (ATChI) misurata a 412 nm per 10 minuti è risultata fortemente inibita in modo proporzionale alla diluizione dell'estratto. Questi test sono necessari per verificare l'effettiva presenza dei poly-APS, non essendo ancora stata chiarita la modalità di sintesi dei poly-APS all'interno di *H. (R.) sarai*. Le analisi microbiologiche preliminari hanno dimostrato una bassa variabilità della frazione microbica eterotrofa coltivabile, essendo stati isolati tre soli tipi di colonie. Questo risultato è molto anomalo ed assai differente dalla normale abbondanza microbica osservabile normalmente nelle spugne marine (Hentschel *et al*., 2003). La ricerca di batteri è necessaria per lo studio della possibile resistenza degli stessi nei confronti dell'attività antibatterica dei poly-APS. Il ruolo dell'acetilcolina nei crostacei è estesamente studiato: è implicata nell'elaborazione a livello di sistema nervoso centrale, nelle funzioni sensoriali, nella meccanorecezione e nella modulazione dell'attività cardiaca, digestiva, riproduttiva e delle risposte motorie. I crostacei sono sensibili a molti agonisti e antagonisti colinergici di uso farmaceutico o antiparassitario. Molto resta ancora da studiare per avere una visione complessiva del ruolo del sistema colinergico nei crostacei. I poly-APS sono dotati di notevoli proprietà: elevata e non-tossica attività antifouling (Faimali *et al*., 2003), inibizione irreversibile dell'AChE (Sepčić *et al*., 1997), generazione di pori nelle membrane cellulari (Tucker *et al*., 2003), rilevante attività antitumorale su di alcune linee cellulari tumorali (Paleari *et al*., 2006) e interessante attività antibatterica (Chelossi *et al.,* 2006).

Conclusioni - Le spugne, come le ascidie e altri invertebrati, costituiscono un'importante risorsa di microhabitat biotici per molti organismi simbiotici, tra i quali gli anfipodi. Lo sviluppo degli anfipodi è diretto e le forme giovanili dei tipi simbiotici potrebbero trovare conveniente fermarsi nell'ambiente di origine. Un esempio è dato da anfipodi simbionti che trascorrono parte della vita all'interno di ascidie e la restante parte all'interno di spugne, in funzione del loro ciclo riproduttivo (Thiel, 2000). Anche nel caso di *H. (R.) sarai* e *P. audouiniana*, la simbiosi potrebbe essere stagionale. Considerando la peculiarità dell'ambiente interno in *H. (R.) sarai*, che oltre ai poly-APS contiene sostanze bioattive protettive quali le *saraine*, sarà necessario indagare sui meccanismi che permettono ad *P. audouiniana* di essere ospitata all'interno della stessa *H. (R.) sarai.*

Bibliografia

CHELOSSI E., MANCINI I., SEPČIĆ K., TURK T., FAIMALI M. (2006) - Comparative antibacterial activity of polymeric 3-alkylpyridinium salts isolated from the Mediterranean sponge *Reniera sarai* and their synthetic analogues. *Biomol. Eng.,* **23**: 317-23.

FAIMALI M., SEPČIĆ K., TURK T., GERACI S. (2003) - Non-toxic antifouling activity of polymeric 3-alkylpyridinium salts from the Mediterranean sponge *Reniera sarai* (Pulitzer-Finali). *Biofouling.,* **19**: 47-56.

HENTSCHEL U., FIESELER L., WEHRL M., GERNERT C., STEINERT M., HACKER J., HORN M. (2003) - Microbial diversity of marine sponges. *Prog. Mol. Subcell. Biol.,* **37**: 59-88.

PALEARI L., TROMBINO S., FALUGI C., GALLUS L., CARLONE S., ANGELINI C., SEPČIĆ K., TURK T., FAIMALI M., NOONAN D.M., ALBINI A. (2006) - Marine sponge derived polymeric alkylpyridinium salts (poly-APS) as a novel tumor chemotherapeutic targeting the cholinergic system in lung tumors. *Int. J. Oncol.,* **29**: 1381-1388.

SEPČIĆ K., GUELLA G., MANCINI I., PIETRA F., DALLA SERRA M., MENESTRINA G., TUBBS K., MAČEK P., TURK T. (1997) - Characterization of anticholinesterase-active 3-alkylpyridinium polymers from the marine sponge *Reniera sarai* in aqueous solutions. *J. Nat. Prod.,* **60**: 991-96.

THIEL M. (2000) - Population and reproductive biology of two sibling amphipod species from ascidians and sponges. *Mar. Biol.,* **137**: 661-674.

TUCKER S.J., MCLELLAND D., JASPARS M., SEPČIĆ K., MACEWAN D.J., SCOTT R.H. (2003) - The influence of alkyl pyridinium sponge toxins on membrane properties, cytotoxicity, transfection and protein expression in mammalian cells. *Biochim. Biophys. Acta.,* **1614**: 171-81.

ZOBELL C. (1946) - *Marine Microbiology*. Chronica Botanica Co., Waltham, Mass.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 306-307

M. Graziano, A. Di Franco, G. Franzitta, M. Milazzo, R. Chemello

Dipartimento di Biologia Animale "G. Reverberi", Università di Palermo,
Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.
mggraziano@unipa.it

EFFETTI DI DIFFERENTI TIPOLOGIE DI IMPATTO ANTROPICO SUI *REEF* A VERMETI

EFFECTS OF DIFFERENT HUMAN IMPACTS ON VERMETID REEFS

Abstract - *Evaluating the effects of anthropogenic activities on organisms and environment is important for the conservation and the management of natural environments. Our study assess the effects of different kind of human impacts (trampling and discharges) on* Dendropoma petraeum *reefs in NW Sicilian coast.*

Key-words: *reef formation, human impacts.*

Introduzione - La valutazione degli effetti delle attività antropiche sugli organismi è di fondamentale importanza per assicurare una corretta gestione e conservazione dell'ambiente naturale e richiede una scelta accurata dei descrittori (Benedetti-Cecchi *et al*., 2001). Nella valutazione di impatti di diversa natura sono stati utilizzati spesso i popolamenti bentonici (Garrabou *et al*., 1998). I popolamenti di organismi sessili, infatti, hanno una alta probabilità di risposta agli effetti del disturbo (Warwick, 1993). In questo studio si considerano gli effetti di differenti tipologie di impatto sui *reef* a vermeti (*Dendropoma petraeum*), quali il calpestio (*trampling*) e l'inquinamento.

Materiali e metodi - Il campionamento è stato effettuato in sei località della Sicilia nord-occidentale: Porto di Isola delle Femmine (IP) e Torrente Ciachea (TC), disturbate dalla presenza di inquinanti (ARPA Sicilia, 2005), Punta del Passaggio (IT) e Barcarello (BC) influenzate dal calpestio, e due località di controllo, Avamposto (AV) e Capo Gallo (CG) scelte all'interno dell'AMP Capo Gallo-Isola delle Femmine. All'interno di ogni località sono stati scelti due siti dove sono state raccolte 5 repliche fotografiche (10×10 cm) nel bordo esterno e 5 nel bordo interno del *reef*. I dati della densità e del diametro della conchiglia di *D. petraeum*, ottenuti dall'analisi delle foto digitalizzate, sono stati analizzati con una tecnica di analisi univariata (ANOVA).

Risultati - Nel bordo esterno, le densità più elevate sono state registrate a IT, con circa 650 individui per 100 cm^2, mentre quelle più basse sono state rilevate a IP (113,5±48,4) e TC (dove *D. petraeum* è assente). Nel bordo interno i valori più elevati di densità sono stati registrati a AV (430±117,5), mentre i più bassi si riscontrano a TC (45,4±56,1). L'ANOVA a quattro vie mostra che per le densità il fattore significativo è l'Impatto ($F_{4,80}=12,24$; $p<0,05$). I più alti valori di densità, infatti, si evidenziano nelle località protette ed in quelle disturbate dal *trampling*, mentre la densità diminuisce significativamente nelle località disturbate dall'inquinamento.

La posizione nel *reef* non sembra essere un fattore che influenzi significativamente la densità: non ci sono, infatti, differenze tra i valori del bordo esterno e quelli del bordo interno ($p>0,05$). Di contro, l'ANOVA mostra che il diametro dell'opercolo differisce significativamente per il fattore Bordo ($F_{4,80}=13,78$; $p<0,05$). Il valore medio del diametro dell'opercolo, infatti, è più alto nel bordo interno che in quello esterno. La località in cui nel bordo interno si registra il valore medio più elevato di diametro è IT (3,26 mm ±0,24), mentre quello più basso si registra a TC (1,6 mm ±0,56).

Conclusioni – Le analisi dei dati evidenziano come differenti tipologie di impatto abbiano effetti sulla densità ma non sul diametro dell'opercolo di *D. petraeum*. Viene

evidenziata, infatti, una chiara diminuizione della densità di *D. petraeum* nelle località interessate dall'inquinamento. Il *trampling* sembra, invece, non avere effetti sulla densità, sia nel bordo interno che nel bordo esterno. I risultati di questo studio e la biologia di *D. petraeum* (Calvo *et al.*, 1998; Chemello *et al*., 2000) suggeriscono come questa specie potrebbe essere un buon indicatore di impatto e come, in quanto specie protetta, la conservazione della piattaforma a vermeti sia legata al controllo e alla riduzione degli impatti antropici.

Bibliografia

ARPA SICILIA (2005) - Annuario dei dati ambientali Sicilia 2005.

BENEDETTI-CECCHI L., PANNACCIULLI F., BULLERI F., MORCHELLA 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. *Marine Ecology Progress Series,* **214**: 137-150.

CALVO M., TEMPLADO J., PENCHASZADEH P.E. (1998) - Reproductive biology of the gregarious Mediterranean vermetid gastropod *Dendrompoma petraeum*. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.,* **78**: 525-549.

CHEMELLO R., DIELI T., ANTONIOLI F. (2000) - Il ruolo dei "reef" a Molluschi vermetidi nella valutazione della biodiversità."*Mare e cambiamenti globali", Quaderni ICRAM, Roma*: 105-118.

GARRABOU J., SALA E., ARCAS A., ZABALA M. (1998) - The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conservation Biology,* **12**: 302-312.

WARWICK R.M. (1993) - Environmental impact studies on marine communities: Pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology,* **18**: 63-80.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 308-309

G. Guerriero, V. Sequino, F.P. Patti*

Dipartimento delle Scienze Biologiche, Università degli Studi di Napoli "Federico II"
Via Mezzocannone, 8 – 80134 Napoli, Italia.
*Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica 'A. Dohrn' - Ischia (NA), Italia.
fpatti@szn.it

BENTHIC COMMUNITIES ANALYSIS OF THE BIOFOULING IN THE HARBOUR OF NAPLES (ITALY)

ANALISI DELLE COMUNITÀ BENTONICHE DEL BIOFOULING NEL PORTO DI NAPOLI (ITALIA)

Abstract - *In the present study we analysed the colonization of artificial Conatex panel looking at the most representative organisms of the harbour of Naples biofouling. The seasonal variations and the specific biodiversity has been analysed looking at the temporal sequences and the colonization periods that in the harbour of Naples arise the facies climax (represented mainly by the mollusk* Mytilus galloprovincialis*) after twelve months.*

Key-words: *biofouling, intercenotic affinity, specific diversity, biomass variation,* Mytilus galloprovincialis.

Introduction - Materials submerged in seawater experience a series of discrete physical, chemical and biological events, which results in the formation of a complex layer of organisms known as biofouling (Abarzua and Jakubowski, 1995). One of the most important aspects of biofouling is related with the production of control technologies, developed (Iken *et al.,* 2003) using biological and biochemical methods in order to reduce the first colonization process. The present study has been conducted in one the main basin of the harbour of Naples. The aim of the study is to look at the most representative species of biofouling in the harbour in relation with the environmental stress conditions of a semi-closed area. This work has moreover brought back the analysis carried out in the harbour of Ischia by Terlizzi *et al.* in 2000.

Materials and methods - The experiments were conducted near basis of Raddobbo, in the military area in the harbour of Naples. During 2003-2005 the samples from experimental panels of Conatex were submerged at different depths (from the surface up to three meters deep). Four experimental frame structures were used, each with two series of 18 panels. A total of 144 panels were observed at the two different depth levels (the first meter and from one up to three meters) from autumn 2003 twice monthly. Each month was examined one panel of each structure except in March 2003 (6 panels each) and in July of every year (2 panels each). Each panel was analysis for the systematic determination as standard procedure (Merello *et al.*, 1999). We then proceeded to determinate the biomass through the wet and dry weight. The annotation of the present species followed for each taxon identified.

Results - The taxonomic analysis carried out only two algal species with the most abundant *Ulva lactuca* (Linneo, 1753) and fifteen animals, with Tunicates and Bryozoans more abundant. The most common species were the same identified in the Ischia harbour by Terlizzi *et al.* in 2000; Among them: *Sycon* sp. (Linneo, 1759), *Tubularia* sp. (Ellis & Solander,1786), *Hydroides elegans* (Haswell, 1883), *Bugula neritina* (Linneo, 1767), *Crisia* sp. (Linneo, 1767), *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819); *Balanus* sp. and *Botryllus schlosseri* (Pallas, 1766). The seasonal series of the examined panels shows high affinity of 75% regarding the settled species (Guerriero *et al.*, 2005), with the exception of *M. galloprovincialis*. This species, characteristic of most Mediterranean harbours biofouling, needs to settle in a biological substrate

consolidated mainly by Serpulids and Barnacles (Relini and Faimali, 2003). The *M. galloprovincialis* larva has been found on the panels during the spring and the summer period on a biological substrate of six and nine months old (Guerriero *at al*., 2005). After one year only the superficial panels (depth less than 1m) were entirely covered by *M. galloprovincialis*. This shows that the number of species is influenced by seasonality, in spite of the fact that they belong to the same stock, typical of eutrofic waters (Relini and Faimali, 2003). On a total of 17 species recorded during our experimental observations only half of them were present in all the seasons.

Conclusions - The study carried on in the harbour of Naples re-enters in the plans of monitoring of the hard substrate communities of the Mediterranean. From the data it turns out that seasonality and depths are not influencing the existing specific diversity on the panels. More studies are in progress to estimate, for each panel, the variations of the species number/taxa. During the summer, with the lack of oxygen, due to dystrophic crisis, the number of species that were able to tolerate these environmental conditions, decrease drastically. Only the depth influence the settled biomasses, while about the seasons our data did not revealed any significative influence. It's interesting to observe that the settlement occurs when the values of the temperature and of the oxygen of saturation are higher; this is probably connected to the increase of phytoplankton as also known for other bivalves (Nishida *et al*., 2003). This phenomenon is mainly due to the fact that numerous species are characterized by a rapid growth and a short life. Twelve months resulted sufficient to obtain a climax facies represented mainly by *Mytilus galloprovincialis.*

References

ABARZUA A., JAKUBOWSKI S. (1995) - Biotechnological Investigation for the Prevention of Biofouling: Biological and Biochemical. *Marine Ecology Progress Series*, **123**: 301-312.

GUERRIERO G., SEQUINO V., BALZANO A., CIARCIA G. (2005) - *Mytilus galloprovincialis:* biofouling e stagionalità. *IV International Congress of the European Societies*, **41**: 64.

IKEN G., GREER S.P., AMSLER C.D., MC CLINTOCK J.B. (2003) - A new antifouling bioassay monitoring brown algal spore swimming behaviour in the presence of echinoderm extracts. *Biofouling*, **19**: 327-34.

MERELLO S.E., FILIPPIN D., RELINI M., TORCHIA G. (1999) - Associazioni di substrato duro dei pontili della rada di Vado Ligure (Savona). *Biol. Mar. Medit.*, **6**: 403-406.

NISHIDA A., OHKAWA K., UEDA I., YAMAMOTO H. (2003) - Green Mussel *Perna viridis* L.: attachement behaviour and preparation of antifouling surfaces. *Biomol. Eng.,* **20**: 381-387.

RELINI G., FAIMALI M. (2003) - Il biofouling. *Biol. Mar. Medit.,* **10** (Suppl.): 285- 326.

TERLIZZI A., CONTE E., ZUPO V., MAZZELLA L. (2000) - Biological succession on silicone fouling-release surface: long-term exposure tests in the harbour of Ischia, Italy. *Biofouling*, **15**: 327-342.

This study was funded by the Sabria Project (MUIR n. 7175).

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 310-311

D. Iraci Sareri, F. Di Stefano*, V. Mastascusa*, G.F. Russo*, G. Cantone

Dipartimento di Biologia Animale "M. La Greca", Università di Catania,
Via Androne, 81 - 95124 Catania, Italia.
diraci@unict.it
*DiSAm, Università degli Studi di Napoli "Parthenope", Italia.

COMUNITÀ DI POLICHETI MACROBENTONICI DEI FONDI MOBILI PRESSO AGROPOLI (GOLFO DI SALERNO, MAR TIRRENO)

POLYCHAETOUS MACROBENTHIC SOFT-BOTTOM COMMUNITIES NEAR AGROPOLI (GULF OF SALERNO, THYRRENIAN SEA)

Abstract *– Macrobenthic associations of polychaetes in the soft-bottoms near Agropoli were investigated. The structural and functional diversity of the benthic system of this area was examinated and correlation with organical ingression influence is stressed.*

Key-words: *macrobenthos, polychaetes, soft-bottoms, Thyrrenian Sea.*

Introduzione – Ad eccezione degli studi condotti da Gambi *et al*. (1985) nella parte del Golfo di Salerno a Nord della foce del fiume Sele la conoscenza della polichetofauna della parte a Sud del fiume è limitata ad un solo rapporto tecnico del 1993 (AA. VV., 1993), per altro redatto per le attività di pesca. Infatti, su questo tratto di costa è molta praticata la pesca a strascico con probabili conseguenze sulla macrofauna bentonica. Uno studio preliminare all'insediamento di barriere antistrascico (Colosimo e Piccinetti, 2005) ha fornito l'occasione per compiere uno studio più accurato delle comunità macrobentoniche, delle quali, la componente polichetologica rappresenta un elemento di primaria importanza.

Materiali e metodi – Sono state campionate 24 stazioni distribuite lungo 4 transetti costa-largo posti tra Chiusa e l'area più a sud dello scoglio di Trentova e contrassegnati in senso nord-sud dalle lettere A, B, C e D. Lungo ciascun transetto i campioni sono stati prelevati con una benna VanVeen da 22 l alle profondità di 10, 15, 20, 25, 30 e 40 m. I campioni sono stati setacciati con un setaccio da 1mm di maglia e fissati in formaldeide al 4%; sono stati smistati in laboratori nei principali taxa macrobentonici ed i policheti sono stati identificati preliminarmente a livello di famiglia. Le modalità alimentari sono state assegnate ai vari taxa determinati seguendo la letteratura classica (e.g. Fauchald e Jumars, 1979; Gage e Tyler, 1991). L'analisi statistica dei dati è stata effettuata utilizzando il software PRIMER 6. La trasformazione in radice quadrata è stata applicata alla matrice dei dati bruti (taxa × stazioni) e la similarità tra le stazioni è stata calcolata con l'algoritmo di Bray-Curtis. È stato ottenuto, infine, il dendrogramma utilizzando il legame medio.

Risultati e conclusioni – Sono stati complessivamente campionati 743 esemplari, appartenenti a 30 famiglie. Il transetto C ha mostrato il maggior numero di individui (342), ripartiti in 24 famiglie; il transetto D, invece, ha mostrato il minor numero di individui (121), ripartiti in 20 famiglie. Considerando la distribuzione delle famiglie per fascia batimetrica, i valori più elevati sono stati rinvenuti a 15 m (23 famiglie) e i valori più bassi a 20 m (15 famiglie). Le abbondanze più elevate sono state riscontrate a 25 m (199 individui) e quelle più basse a 40 m (95).

Il piccolo gruppo formato dalle stazioni D30, B15 e D15 presenta una similarità pari al 40% (Fig. 1) ed è caratterizzato da una comunità tipica delle praterie di *Posidonia oceanica*. Le stazioni delle profondità intermedie lungo il transetto C (C20, C25,

C30) presentano, invece, una similarità assimilabile al 60% e sono caratterizzate da una comunità sabulicola fortemente influenzata da instabilità sedimentaria per la presenza della foce del fiume Testene. Differentemente, le stazioni del transetto B, prospiciente la foce del fiume Solofrone, sembrano essere meno influenzate dagli apporti fluviali. Al presente livello di determinazione dei taxa non sembrano emergere raggruppamenti di stazioni rapportabili alla loro distribuzione batimetrica.

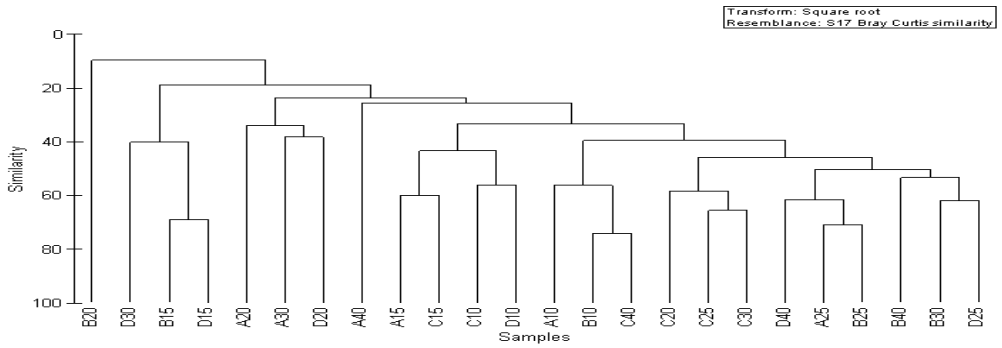


Fig. 1 - Dendrogramma delle stazioni di campionamento basato sulla fauna a policheti.
Dendrogram relating stations on the basis of their polychaetous taxa.

La famiglia Lumbrineridae è quella meglio rappresentata nell'intera area da 354 esemplari distribuiti in ogni profondità. Cinque famiglie (Polynoidae, Aphroditidae, Opheliidae, Maldanidae and Sternaspidae) sono, invece, rappresentate da un singolo esemplare, le prime tre presenti a 15 m di profondità e le ultime due a 40 m. La polichetofauna delle stazioni più superficiali è dominata da depositivori dello strato superficiale dei sedimenti (surface deposit feeders), mentre i depositivori degli strati sotto la superficie dei sedimenti (subsurface deposit feeders), insieme ai predatori, aumentano con la profondità. Poiché in ambiente marino la materia organica particellata raggiunge il fondo per sedimentazione e per decantazione è probabile che in corrispondenza del transetto C l'accumulo organico dovuto al trasporto dalle aree terrigene limitrofe sia più significativo della produzione alloctona. In conclusione, la struttura e l'analisi funzionale del popolamento polichetologico ha evidenziato una zona di accumulo organico e di instabilità sedimentaria alla foce del fiume Testene, mentre nella parte restante dell'area indagata vi sono segni meno evidenti di stress ambientale, sebbene non è stata possibile rilevare la classica zonazione con la profondità guidata dal gradiente sedimentario.

Bibliografia

AA. VV. (1993) – *Lineamenti bionomici e rendimenti di pesca con attrezzi da posta, nell'area destinata al ripopolamento nel mare costiero di Agropoli.* Programma di monitoraggio realizzato per conto del Comune di Agropoli, Ufficio LL.PP., Comune di Agropoli: 72 pp.

COLOSIMO S., PICCINETTI C. (2005) – Progetto Pegaso: creazione di aree marine protette con strutture deterrenti antistrascico. In: de Filippo G. e Fulgione D. (eds), *Gestione della Fauna Selvatica e Conservazione della Biodiversità esperienze*. Edizioni T-scrivo, Roma: 29-36.

FAUCHALD K., JUMARS P.A. (1979) - The diet of worms: A study of polychaete feeding guilds. *Oceanography and Marine Biology*, Annual Review, **17**: 193-284.

GAGE J.D., TYLER P.A. (1991) - *Deep sea biology: a natural history of organisms at the deep sea floor.* Cambridge University Press, Cambridge, U.K.: 504 pp.

GAMBI M.C., GIANGRANDE A. (1985) - Caratterizzazione e distribuzione delle categorie trofiche dei policheti nei fondi mobili del Golfo di Salerno. *Oebalia,* **11** (N.S.): 223-240.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 312-313

V. Lenta, F.P. Patti

Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "Anton Dohrn"
Punta S. Pietro, 1 – 80070 Ischia (NA), Italia.
fpatti@szn.it

STRESS AMBIENTALE NEL POLICHETE *SABELLA SPALLANZANII* (SABELLIDAE)

ENVIRONMENTAL STRESS IN THE POLYCHAETE SABELLA SPALLANZANII *(SABELLIDAE)*

Abstract *– Two population of* Sabella spallanzanii *(Gmelin, 1791) (Polychaeta, Sabellidae) from the Gulf of Naples were compared analysing two molecular markers: the 16S mitochondrial coding gene and a portion of the globin subunit 3. The analysis of the sequences shows significant values of differences among the two sites mainly related with the 16S. As expected the gene of the globin resulted more conserved.*

Key-words: *environmental stress,* Sabella spallanzanii*, 16S mithocondrial gene, Globin, Gulf of Naples.*

Introduzione - Obiettivo generale del presente lavoro è quello di confrontare mediante l'utilizzo di marcatori molecolari specifici, due popolazioni del polichete tubicolo *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791) (Polychaeta, Sabellidae) presenti nel Golfo di Napoli. Il confronto terrà conto soprattutto delle caratteristiche ambientali della località di Capo Miseno, in riferimento al lavoro di Patti e Gambi (2001) sulla distribuzione della specie ed ai lavori di Bocchetti *et al.* del 2004 e di Pallavicini *et al.* del 2001, dove gli autori esaminando la presenza di metalli pesanti nell'animale, hanno messo in rapporto l'evoluzione della emoglobina nei policheti con lo stress ossidativo di *S. spallanzanii*.

Materiali e metodi - I campionamenti sono stati effettuati nel Golfo di Napoli nelle località di Capo Miseno (13 animali sono stati prelevati dalle funi esterne dell'impianto di mitilicoltura a circa 3-5 m di profondità) e Santa Lucia (25 individui in questo caso sono stati raccolti a circa 5-10 m di profondità sul fondale sabbioso). L'analisi molecolare è stata condotta su una regione mitocondriale (16S) utilizzando i primers universali 16Sar e 16Sbr (Palumbi *et al.*, 1991) e su una porzione del gene codificante per la molecola della clorocruorina. Per amplificare la porzioni del gene codificante per la globina 3 sono stati utilizzati i primers specifici S448U e S846L. L'analisi è stata effettuata stabilendo 1.000 pseudorepliche di bootstrap per i files prodotti tramite il metodo di distanza UPGMA e il metodo di Massima Parsimonia. Le analisi filogenetiche sono state condotte anche utilizzando il Median Joinig Networks 4.1 (Bandelt *et al.*, 1999).

Risultati - I primers universali 16Sar e 16Sbr hanno amplificato un frammento di circa 550 bp. La coppia di primers costruiti internamente alla subunità tre della globina, ha amplificato il frammento atteso della lunghezza di 421 bp. L'Analisi dei polimorfismi evidenziato l'alto grado di conservazione delle globina 3. Nell'analisi dei cladogrammi si notano due distinti gruppi caratterizzanti le due popolazioni di S. Lucia e Capo Miseno. In Fig. 2 si notano due principali aplogruppi ottenuti dalla network analysis. Risulta evidente la maggiore complessità della popolazione di Capo Miseno con due aplogruppi satelliti.

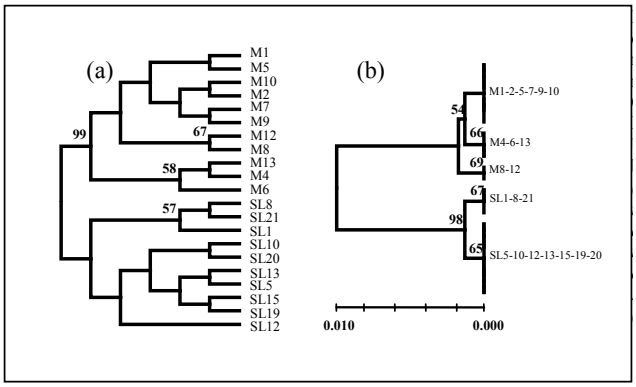


Fig. 1 - (a) Cladogramma ottenuto con il metodo della massima parsimonia, 1000 repliche di bootstrap. (b) Cladogramma ottenuto con la Kimura 2-parametri metodo di UPGMA 1000 repliche di bootstrap.

(a) Cladogram obtained with the maximum parsimony analysis, (1000 bootstraps replicates). (b) Cladogram obtained with UPGMA, Kimura 2-parameters method (1000 bootstraps replicates).

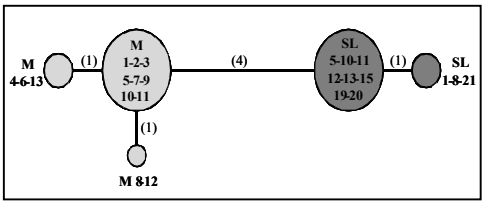


Fig. 2 - Network costruito con il metodo del Median Joining. Con le parentesi è riportato il numero degli steps che separano gli aplogruppi principali (M-Capo Miseno, SL-S. Lucia).

Median Joining Network. In brackets are reported the steps sorting out the main haplogroups (M-Capo Miseno, SL-S. Lucia).

Conclusioni - La bassa variabilità nucleotidica riscontrata tra le due popolazioni del Golfo di Napoli di *Sabella spallanzanii* (Capo Miseno e S. Lucia), attraverso l'analisi del marcatore mitocondriale, è indice di una caratterizzazione a livello di specie e non di differenziazione tra metapopolazioni (Patti e Gambi, 2001). *S. spallanzanii* è in grado di "affrontare" situazioni ambientali estreme. Resistenza a stress osmotici, aumento della temperatura dovuto a periodiche crisi eutrofiche, non ultimo l'aumento eccessivo del particellato organico (Pocklington e Wells, 1992). La molecola della globina svolge qui il suo ruolo funzionale più adattativo. A differenza del 16S, le piccole differenze, anche se pur a livello nucleotidico, della subunità tre della molecola della globina fanno dunque supporre una caratterizzazione delle due popolazioni in rapporto all'ambiente.

Bibliografia

BANDELT H.J., FORSTERR P., RÖHL A. (1999) - Median-Joining Networks for Inferring Intraspecific Phylogenies. *Mol. Biol. Evol.,* **16**: 37-48.

BOCCHETTI R., FATTORINI D., GAMBI M.C., REGOLI F. (2004) - Trace metal concentrations and susceptibility to oxidative stress in the polychaete *Sabella spallanzanii* (Gmelin) (Sabellidae): potential role of antioxidants in revealing stressful environmental conditions in the Mediterranean. *Arch. Environ. Con. Tox.*, **46** (3): 353-361.

PALLAVICINI A., NEGRISOLO E., BARBATO R., DEWILDE S., GIRETTI-MAGALDI A., MOENS L., LANFRANCHI G. (2001) - The primery structure of globin and linker chains from the chlorocruorin of the polychaete *Sabella spallanzanii. J. Biol. Chem.*, **276** (28): 26384-26390.

PALUMBI S.R., MARTIN A., ROMANO S., MCMILLAN W.O., STICE L., GRABOWSKI G. (1991) - *The simple fool's guide to PCR*. Special Publ. Dept. Zoology, University of Hawaii, Honolulu.

PATTI F.P., GAMBI M.C. (2001) - Phylogeography of *Sabella spallanzanii* (Polychaeta, Sabellidae) based on the nucleotide sequence of internal transcribed spacer 2 (ITS2) of nuclear rDNA. *Marine Ecology Progress Series*, **215**: 169-177.

POCKLINGTON P., WELLS P.G. (1992) - Polychaetes: key taxa for marine environmental quality monitoring. *Mar. Pollut. Bull.*, **24**: 593-598.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 314-315

S. Mangano, C. Caruso, L. Michaud, V. Bruni, A. Lo Giudice

Dip. di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Messina, Italia.
alogiudice@unime.it

CARATTERIZZAZIONE E ATTIVITÀ ANTAGONISTICA DI BATTERI MARINI ASSOCIATI A PORIFERI ANTARTICI

CHARACTERIZATION AND ANTAGONISTIC ACTIVITY OF MARINE BACTERIA ASSOCIATED WITH ANTARCTIC SPONGES

Abstract *– In order to study the antagonistic activity of the marine bacteria associated with Antarctic sponges, 1369 and 1521 crossbreeds were carried out among bacterial strains isolated from* Lissodendoryx nobilis *(Porifera, Demospongiae) and* Scolymastra joubini *(Porifera, Hexactinellida), respectively. Twenty isolates showed the capability to inhibit the growth of at least another strain belonging to the same sponge.*

Key-words: *bacteria, antagonism, antibiotics, sponges.*

Introduzione – Gli studi microbiologici finora condotti nell'ambiente marino antartico hanno riguardato soprattutto l'acqua, il ghiaccio e i sedimenti. Di recente l'attenzione è stata rivolta all'associazione, già studiata in mari temperati e tropicali (Hentschel *et al.,* 2001), tra invertebrati (quali Poriferi e Cnidari) e batteri (Webster *et al*., 2004; Webster e Bourne, 2007). Ad un interesse di natura prettamente ecologica se ne aggiunge uno di tipo biotecnologico; infatti, trovandosi in competizione per la disponibilità di spazio o di nutrienti, i batteri associati possono produrre sostanze ad attività antibiotica, precedentemente attribuite soltanto all'organismo ospite (Nair e Simidu, 1987). Ciò premesso, lo scopo del lavoro è stato quello di caratterizzare i batteri associati a due Poriferi antartici, valutandone anche l'attività antagonistica.

Materiali e metodi – Spugne appartenenti alle specie *Scolymastra joubini* e *Lissodendoryx nobilis* sono state prelevate durante la XX Spedizione italiana in Antartide a Thethys Bay (Baia di Terra Nova, Mare di Ross). Un frammento del tessuto spongino è stato omogeneizzato in un mortaio sterile. L'estratto è stato diluito serialmente in acqua di mare sterile e seminato su piastre di Marine Agar (MA, Difco), incubate a 4 °C. Dopo isolamento a random e purificazione, i ceppi batterici sono stati suddivisi in *Operational Taxonomic Units* (OTU) mediante *Amplified rDNA Restriction Analysis* (ARDRA), identificati filogeneticamente e caratterizzati fenotipicamente (Lo Giudice *et al*., 2003; Michaud *et al*., 2004). L'attività antibatterica è stata testata mediante il *cross-streak method* (Lo Giudice *et al*., in stampa).

Risultati – In totale, sono stati isolati 76 ceppi batterici: 39 dalla spugna *S. joubini* e 37 da *L. nobilis*. Sulla base dell'analisi di restrizione, gli isolati sono stati suddivisi complessivamente in 18 OTU (alcune delle quali in comune tra le due spugne), ascrivibili a quattro gruppi filogenetici: α- e γ-Proteobatteri, Bacteroidetes e Attinobatteri. I ceppi isolati da *L. nobilis***,** raggruppati in 7 OTU distinte, sono affiliati esclusivamente ai γ-Proteobatteri e agli Attinobatteri, con predominanza dei generi *Pseudoalteromonas* (OTU 3) e *Arthrobacter* (OTU 1). Al contrario, i ceppi isolati da *S. joubini* hanno mostrato una distribuzione pressoché omogenea tra le 14 OTU per essi individuate. In questo caso, nessun ceppo è stato ascritto alla classe degli Attinobatteri.

Per quanto riguarda le indagini fenotipiche, i ceppi analizzati sono risultati in prevalenza Gram-negativi, immobili, non pigmentati e, per la maggior parte psicrotrofi ed eurialini. Nessun ceppo è stato in grado di degradare chitina, agar, amido, tween 80, esculina e gelatina; tutti sono risultati resistenti al vibriostatico O/129 e sensibili ad

ampicillina e cloramfenicolo. Per quanto riguarda le indagini sull'attività inibitoria, i risultati, ottenuti effettuando 1369 incroci tra gli isolati della spugna *L. nobilis* e 1521 tra quelli della spugna *S. joubini*, hanno messo in evidenza che 12 ceppi da *S. joubini* e 8 da *L. nobilis*, erano "attivi", avendo inibito la crescita di almeno un altro ceppo isolato dalla stessa spugna. Tra questi, l'unico ceppo del genere *Psychroserpens* (phylum *Bacteroidetes*), isolato solo da *S. joubini,* è stato capace di inibire il maggior numero di ceppi (12/39) contro cui è stato testato. Per quanto riguarda la spugna *L. nobilis*, tutti i ceppi attivi sono risultati affiliati ai γ-Proteobatteri e, tra questi, gli appartenenti al genere *Pseudoalteromonas* hanno manifestato un maggiore potere inibente, sia nei confronti di ceppi appartenenti alla stessa sottoclasse che alla stessa OTU. Sono risultati sensibili, in quanto incapaci di crescere in presenza di ceppi produttori, 18 ceppi isolati da *S. joubini*, tra cui un ceppo di *Shewanella* sp. ed uno di *Pseudoalteromonas* sp., pur essendo attivi nei confronti di altri ceppi, e 12 da *L. nobilis*, affiliati ai γ-Proteobatteri e agli Attinobatteri (*Arthrobacter* sp.).

Conclusioni - Dall'analisi filogenetica si osserva che i batteri associati all'esattinellide *S. joubini* hanno una maggiore diversità rispetto a quelli isolati dalla demospongia *L. nobilis*, affiliati soprattutto a due generi. I test sull'attività antibiotica, in accordo con i risultati riportati da Long e Azam (2001), definiscono i γ-Proteobatteri tra i più attivi. In particolare, i ceppi correlati al genere *Pseudoalteromonas* influenzano negativamente la crescita di ceppi che, pur appartenendo alla stessa specie, non si sono dimostrati attivi. Ciò fa ritenere che l'attività inibitoria sia ceppo-specifica piuttosto che specie-specifica, come precedentemente osservato da Lo Giudice *et al*. (in stampa). Il nostro lavoro, pur non chiarendo la natura dell'attività antibatterica, induce a considerare i batteri associati alle spugne antartiche come fonti potenziali di metaboliti secondari sconosciuti, ma biotecnologicamente importanti.

Ringraziamenti - Si ringraziano il Prof. Maurizio Pansini e il Dott. Marco Bertolino per l'identificazione delle spugne antartiche.

Bibliografia

HENTSCHEL U., SCHMID M., WAGNER M., FIESELER L., GERNERT C., HACKER J. (2001) - Isolation and phylogenetic analysis of bacteria with antimicrobial activities from the Mediterranean sponges *Aplysina aerophoba* and *Aplysina cavernicola*. *FEMS Microbiol. Ecol.*, **35**: 305-312.

LO GIUDICE A., MICHAUD L., ALLEGRA A., BRUNI V. (2003) – Batteri psicrotrofi provenienti da habitat diversi del Mare di Ross (Baia di Terra Nova, Antartide). *Biol. Mar. Medit.,* **10** (2): 1108-1111.

LO GIUDICE A., BRILLI M., BRUNI V., DE DOMENICO M., FANI R., MICHAUD L. (in stampa) - Bacterium-bacterium inhibitory interactions among psychrotrophic bacteria isolated from Antarctic seawater (Terra Nova Bay, Ross Sea). *FEMS Microbiol. Ecol.*

LONG R.A., AZAM F. (2001) - Antagonistic interactions among marine pelagic bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, **67**: 4975-4983.

MICHAUD L., DI CELLO F., BRILLI M., FANI R., LO GIUDICE A., BRUNI V. (2004) - Biodiversity of cultivable psychrotrophic marine bacteria isolated from Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *FEMS Microbiol. Lett.*, **230**: 63-71.

NAIR S., SIMIDU U. (1987) - Distribution and significance of heterotrophic marine bacteria with antibacterial activity. *Appl. Environ. Microbiol.*, **53**: 2957-2962.

WEBSTER N.S., NEGRI A.P., MUNRO M.H.G., BATTERSHILL C.N. (2004) - Diverse microbial communities inhabit Antarctic sponge. *Environ. Microbiol.*, **6**: 288-300.

WEBSTER N.S., BOURNE D. (2007) - Bacterial community structure associated with the Antarctic soft coral, *Alcyonium antarcticum*. *FEMS Microbiol. Ecol.*, **59**: 81-94.

La ricerca è stata finanziata dal Progetto Nazionale di Ricerche in Antartide (Progetto PNRA 2004/1.6).

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 316-317

V. Marusso, B. Trabucco, T. Bacci, D. Vani, S. Lomiri,
C. Maggi, O. Nonnis, C. Virno Lamberti

I.C.R.A.M., Via di Casalotti, 300 – 00166 Roma, Italia.
v.marusso@icram.org

STUDIO DEL POPOLAMENTO MACROZOOBENTONICO DI FONDO MOBILE IN UNA AREA DELL'ADRIATICO CENTRALE (PESCARA)

STUDY OF THE SOFT-BOTTOM MACROZOOBENTHIC ASSEMBLAGES IN AN AREA OF THE CENTRAL ADRIATIC SEA (PESCARA)

Abstract *- The soft bottom macrozoobenthic community in an area of the Central Adriatic Sea off the Abruzzo coast (Pescara) was investigated. The data were collected at 15 stations related to a harbour-dredged material dumping site, during the summer season of 2006. The macrozoobenthic assemblage structure seemed not to be directly affected by the dumping of harbours sediment.*

Key-words*: zoobenthos community, soft bottom, central Adriatic Sea, harbour-dredged material.*

Introduzione – Il presente lavoro riporta i risultati dell'analisi quali-quantitativa della comunità macrozoobentonica di fondo mobile dell'Adriatico Centrale, nell'ambito del monitoraggio di un sito di sversamento di materiali provenienti dal dragaggio del Porto di Pescara. Insieme ad altre indagini ambientali, lo studio dei popolamenti bentonici, buoni descrittori della qualità dell'ecosistema marino, viene effettuato al fine di evidenziare eventuali alterazioni ambientali determinate dallo sversamento.

Materiali e metodi – I campionamenti si sono svolti nel luglio 2006, davanti Pescara, ad una distanza dalla costa maggiore di 3 miglia. Sono state individuate 15 stazioni su una griglia irregolare, funzionale al succedersi negli anni dei diversi eventi di sversamento (identificabili nelle differenti sigle delle stazioni), ad una profondità compresa tra 20 e 70 metri. I campioni sono stati raccolti in doppia replica con benna Van Veen (0,1 m^2/25 litri), lavati, vagliati su setaccio da 1 mm e opportunamente fissati Si è proceduto poi alla separazione in grandi taxa e al riconoscimento degli organismi fino al livello di specie ove possibile. Le 2 repliche prelevate, ritenute omogenee sulla base dei risultati della *Cluster analysis*, sono state sommate e trattate insieme come un'unica osservazione. I dati di abbondanza sono stati elaborati attraverso il *non-metric Multidimensional Scaling*, basata sull'indice di similarità di Bray-Curtis.

Risultati - Sono stati analizzati 1223 individui per 58 taxa: Policheti (674 ind., 33 taxa), Crostacei (416, 13), Molluschi (68, 10) ed Echinodermi (66, 2). Quelli maggiormente rappresentati sono i taxa dei policheti e dei crostacei, con una percentuale rispettivamente di 55% e 34%; seguono i molluschi 6% e gli echinodermi con un valore del 5%. Nella comunità macrozoobentonica studiata la dominanza è data dal crostaceo peracaride *Apseudes latreillii* (31%), seguita dai policheti *Sternaspis scutata* (18%), *Chetozone setosa*, *Monticellina dorsobranchialis* e *Heteromastus filiformis* (6%), l'echinoderma *Labidoplax digitata* (5%), i policheti *Nephtys hystricis* (4%), *Glycera unicornis* (3%) e dal mollusco bivalve *Abra nitida* (2%). Confrontando i valori del numero di specie (S), numero di individui (N), equitabilità di Pielou (J) e diversità di Shannon-Wiener (H'), non si rilevano *trend* significativi. Il piano di ordinamento ottenuto con l'*nMDS* sulla matrice di abbondanza mostra come le stazioni si distribuiscono nello spazio bidimensionale secondo un gradiente batimetrico (Fig. 1).

In generale, le specie insediate in quest'area sono prevalentemente fangofile, come *M. dorsobranchialis* e *G. unicornis.* Molti elementi faunistici campionati sono proprio specie caratteristiche esclusive della biocenosi dei Fanghi Terrigeni Costieri (VTC): *S. scutata*, *N. hystricis*, *L. digitata*, *Goneplax rhomboides* e *Mysella bidentata* Accanto a queste specie limicole, si rinvengono anche specie misticole e/o sabulicole, quali *H. filiformis* e *A. nitida,* associate alla componente sabbiosa presente nei sedimenti, e *A. latreillii,* opportunista, minuticola ed indicatrice di sedimenti perturbati; infine anche specie fangofile che prediligono sedimenti arricchiti in materia organica come *C. setosa, G. unicornis* e *A. nitida* (Picard, 1965; Pearson e Rosenberg, 1978).

Conclusioni – La comunità bentonica analizzata risulta nel complesso piuttosto uniforme e non disturbata, nonostante il sedimento in cui essa vive abbia rilevato una certa eterogeneità sedimentologica dovuta alle attività di sversamento dei fanghi portuali (ICRAM, 2004, 2007). Essa appare poco diversificata e caratterizzata da un basso numero di specie, di cui molte opportuniste, come ad es. *S. scutata*, *L. digitata* e *A. latreilli*. La distribuzione delle specie risulta analoga a quella descritta per popolamenti normalmente insediati in zone marine costiere del medio Adriatico (Gamulin-Brida, 1967; Scaccini, 1967). L'efficiente capacità di recupero mostrata dalla comunità nel rispondere a fenomeni di disturbo è dovuta anche al fatto che in generale le comunità bentoniche insediate in zone costiere, come quella in esame, sono naturalmente soggette a naturali stress ambientali e quindi abituate a contrastare i cambiamenti sia naturali sia conseguenti ad attività di tipo antropico, sopravvivendo anche in condizioni sfavorevoli.

Bibliografia

GAMULIN-BRIDA H. (1967) - The benthic fauna of the Adriatic Sea. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev*., **5**: 535-568.

ICRAM (2005) - *Monitoraggio del sito di immersione dei materiali provenienti dal dragaggio del Porto Canale di Pescara.* Consorzio per lo sviluppo industriale dell'area Chieti-Pescara: 119 pp.

ICRAM (2007) – *Monitoraggio dei siti provenienti di sversamento dei materiali provenienti dal dragaggio del Porto di Pescara* - Relazione Tecnica ICRAM anno di attività 2006: 160 pp.

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.

PICARD J. (1965) - Recherques qualitatives sur le biocenoses marines des substrats meubles dragables de la region Marseillaise. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, **52** (36): 160 pp.

SCACCINI A. (1967) - Dati preliminari sulle zoocenosi bentoniche e sulla biomassa in una zona dell'alto e medio Adriatico. *Note Lab. Biol. Mar. Pesca Fano*, **2** (3): 25-56.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 318-319

C. Munari, G. Caramori*, E. Turolla*, R. Rossi, M. Mistri

Dipartimento di Biologia ed Evoluzione, Università di Ferrara, Via L. Borsari, 46 – 44100 Ferrara, Italia.
michele.mistri@unife.it
*Istituto Delta Ecologia Applicata, Via del Lavoro, 7 – 44020 Goro, Italia.

IDENTIFICAZIONE DI AREE DI RECLUTAMENTO PER LA VONGOLA *TAPES PHILIPPINARUM* NEL DELTA DEL PO

*CLAM (*TAPES PHILIPPINARUM*) NURSERY AREAS IN THE PO DELTA*

***Abstract** – The localization and spatial extent of clam (*Tapes philippinarum*) natural nursery areas in the Po Delta area was assessed. Except for the southernmost areas (Sacca di Goro and Lidi Ferraresi), the extension of clam natural nurseries was very reduced with respect of lagoonal areas, suggesting the urgent need for restoring and protection actions.*

***Key-words:** clams, nursery areas,* Tapes philippinarum*, Po River Delta, Adriatic Sea.*

Introduzione - L'approccio alla risorsa vongola (*Tapes philippinarum*) si è nel tempo spostato dalla mera attività di pesca a quella che viene tecnicamente definita culture-based fishery (Rossi, 1992). Nell'allevamento, l'impiego di seme prodotto in laboratorio è stato necessario solo dopo i primi anni dalla sua introduzione (Rossi, 1989). Successivamente, grazie alla buona acclimatazione della specie, molte aree si sono rivelate vere e proprie nursery naturali, con conseguente perdita della dipendenza dal seme artificiale. Purtroppo negli ultimi 5-6 anni si è assistito ad una inversione di tendenza con il ricorso sempre più frequente all'acquisto di seme da schiuditoio, in massima parte proveniente da impianti esteri. La causa, a detta degli end-users, è la riduzione e/o scomparsa delle zone di nursery, nelle quali "non si trova più seme". Scopo di questo studio è stato la localizzazione e la valutazione dell'estensione delle aree residue di nursery per la vongola nel Delta del Po.

Materiali e metodi - I rilievi sono stati effettuati tra il 2005 e il 2006, considerando la fascia litorale e le lagune del Delta del Po ricadenti nelle province di Ferrara e Rovigo. I censimenti sono stati eseguiti con metodologia sistematica lungo transetti, in modo da ottenere un reticolo di punti cosparsi sull'intera area in esame. La localizzazione e l'estensione delle aree di nursery sono state rappresentate mediante l'elaborazione di una cartografia tematica digitalizzata (Surfer®, Golden Software Inc.).

Risultati - In questo studio sono state localizzate aree di nursery nelle seguenti località: Sacca del Canarin, Sacca del Barbamarco, Sacca degli Scardovari, Sacca di Goro, Litorale ferrarese. La Sacca del Barbamarco ha estensione complessiva di 800 ettari con una profondità media di circa 0,8 m; per l'intera laguna i diritti esclusivi di sfruttamento sono a beneficio del Consorzio Cooperative Pescatori del Polesine (Co.Co.Pe.Po.); qui è stata localizzata un'area nursery dell'estensione di 38 ha. La Sacca del Canarin ha una superficie di circa 1000 ha, ed una profondità media di 1 m; i diritti esclusivi di sfruttamento dei molluschi sono interamente a favore del Co.Co.Pe.Po. Le aree nursery localizzate ammontano a circa 82 ha. Per la Sacca degli Scardovari (3200 ha) valgono le stesse considerazioni fatte per le lagune precedenti; le aree nursery individuate sono pari a circa 45 ha. La Sacca di Goro ha superficie complessiva è di 2700 ha e profondità media di 1,5 m; oltre metà dell'intera laguna è rilasciata in regime concessorio a cooperative di pescatori; le aree nursery ammontano a circa 500 ha. La fascia litorale ferrarese compresa tra la linea di riva e le barriere frangiflutti presenti è in concessione a cooperative di pescatori locali, che ne fanno

uso per il reperimento del novellame da destinare all'allevamento nella Sacca di Goro. Qui le aree nursery ammontano a circa 260 ha. La Fig. 1 riporta un esempio della cartografia elaborata.

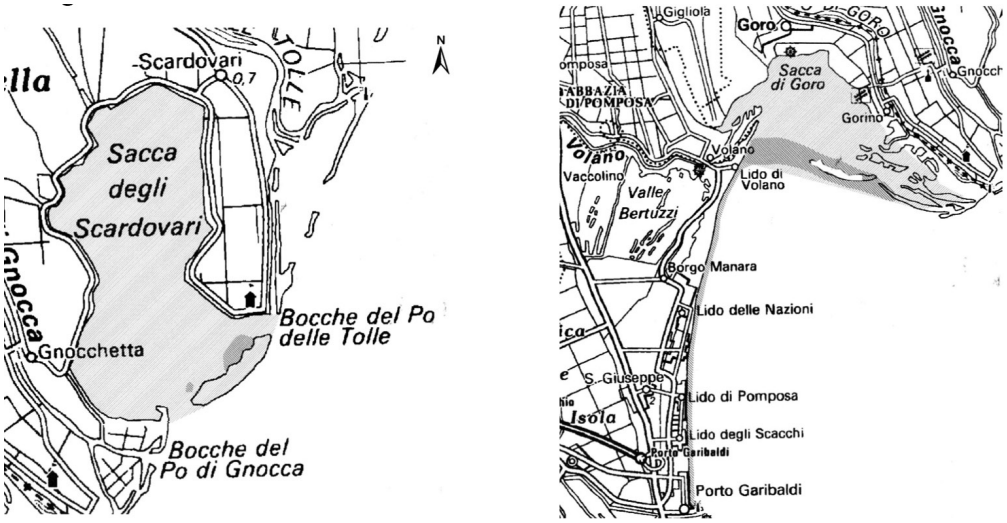


Fig. 1 - Aree di nursery (grigio scuro) nella Sacca degli Scardovari e nella Sacca di Goro e litorale ferrarese.

Nursery areas (dark grey) in the Sacca degli Scardovari and Sacca di Goro and Ferrara coastal zone.

Conclusioni – Su un totale di circa 7700 ha di aree lagunari nel Delta del Po, solo 655 ha, pari a poco più dell'8%, sono sede di aree nursery per *T. philippinarum*. A questi vanno però aggiunti ben 260 ha lungo il litorale ferrarese. In ambito lagunare, l'area di nursery più estesa è nella Sacca di Goro (500 ha), dove oltre il 18% della sua estensione risulta idonea all'insediamento di nuovi nati. Nella Sacca degli Scardovari, che è la laguna più ampia del sistema deltizio preso in esame, le aree di nursery sono estremamente limitate (solo 45 ha, pari all'1,4% dell'area lagunare). Nelle lagune polesane in particolare sono indispensabili incisivi interventi di risanamento (officiosità delle bocche a mare, pulizia e ripascimento dei fondali, miglioramento della circolazione idrica), al fine di recuperare superfici idonee all'insediamento degli spat di vongola. Infine, proprio a causa della loro relativa esiguità, si suggerisce l'adozione di iniziative di protezione per le aree di nursery. A tal riguardo, le mappe digitalizzate così ottenute costituiranno una utile base per la gestione futura di tali aree, presentando il vantaggio di essere riaggiornabili con un minimo sforzo.

Bibliografia

ROSSI R. (1989) - Pesca e allevamento di vongola verace nella Sacca di Goro. *Mare Nostrum*, **3**: 16-18.
ROSSI R. (1992) - L'introduzione di specie alloctone e l'acquicoltura. *Oebalia*, **17**: 5-14.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 320-321

C. Munari, R. Rossi, M. Mistri

Dipartimento di Biologia ed Evoluzione, Università di Ferrara, Via L. Borsari, 46 – 44100 Ferrara, Italia.
mnc@unife.it

MESSA A PUNTO DI UN MODELLO PREDITTIVO PER IL RECLUTAMENTO DI VONGOLE IN AREA DI NURSERY NELLA SACCA DI GORO

A RECRUITMENT PREDICTION MODEL FOR CLAMS IN A NURSERY GROUND IN THE SACCA DI GORO

Abstract *– Post-larval cohorts of the clam* Tapes philippinarum *were determined by intensive sampling in a nursery ground; juveniles growth and mortality rates were then calculated. Integration of growth and mortality equations allowed the development of a theoretical formulation that, based on the abundance and planktonic larval duration, permits an estimation of the future abundance of post-larvae/juveniles during the first year of benthic life.*

Key-words: *growth, mortality, recruitment model,* Tapes philippinarum*, Adriatic Sea.*

Introduzione - La vongola è un organismo bentonico con uno stadio larvale planctonico: la transizione delle larve dal plancton al benthos (settlement) le espone a condizioni ambientali totalmente nuove in una scala temporale di brevissima durata. La durata del periodo di reclutamento, incluso il settlement e la successiva probabilità di sopravvivenza nel nuovo ambiente bentonico, è determinante per il successo stesso del reclutamento. L'abbondanza del "seme" commercialmente sfruttabile nelle aree di nursery ha una forte dipendenza dalla relazione mortalità/tasso di crescita delle post-larve. Diviene dunque prioritario poter disporre di un modello previsionale atto alla definizione della potenzialità produttiva (in termini di buon fine del reclutamento) delle aree di nursery.

Materiali e metodi – I campionamenti delle post-larve/juveniles di *T. philippinarum* sono stati eseguiti presso una stazione (44°47'32.13''N; 12°19'44.39''E) posta in un'area di nursery naturale nella Sacca di Goro, da Marzo a Dicembre 2005 con frequenza mensile. Il materiale raccolto mediante una benna VanVeen è stato setacciato su una maglia di 500 μm. L'abbondanza delle larve-D planctoniche è stata stimata nella stessa area, da Aprile a Luglio 2006, con frequenza settimanale o quindicinale. I campionamenti (3 repliche da 50 l di acqua) sono stati effettuati con una rete da plancton con maglia di 60 μm. I tassi di crescita delle larve-D sono stati estratti dalla letteratura (ESAV, 1990) ed integrati con osservazioni di laboratorio dirette. Il modello è stato sviluppato (1) stimando la crescita di post-larve e juveniles mediante analisi delle distribuzioni di frequenza per taglia dei soggetti campionati col metodo di Bhattacharayya, e (2) stimando la mortalità di post-larve e juveniles mediante l'applicazione dell'equazione di Beverton & Holt. La dimensione delle larve-D (L) è funzione lineare dell'età (A): $L = a+KA$ (a e K sono rispettivamente l'intercetta e il coefficiente angolare della retta). Modificando i termini dell'equazione, si ricava che $A = L-a/K$. Il tempo necessario (ΔA) ad una larva di dimensione L_i (all'età A_i) per raggiungere la dimensione massima (L_f all'età A_f), e quindi metamorfosare, si ricava da: $\Delta A = A_f-A_i = L_f-L_i/K$. Se Z è la mortalità nel periodo di vita planctonica (ΔT), il numero totale di larve (N_f) che metamorfoserà è: $N_f = N_i\ e^{-Z\Delta T}$, cioè: $N_f = N_i\ e^{-Z(Lf-Li)/K)}$. Circa il 10% (Rumrill, 1991) delle post-larve competenti riescono ad insediarsi. Il numero di post-larve insediato con successo costituisce il numero iniziale di juveniles bentonici (N_{ji}). Il numero di juveniles (N_{jf}) ad un certo punto del primo anno di vita ($0 < T < 12$)

si può ricavare da: $N_{jf} = N_{ji}\ e^{-ZjΔT}$, con Z_i che indica la mortalità degli juveniles nel primo anno. Integrando in un unico termine, si ottiene una equazione che consente la stima della futura abbondanza degli juveniles sulla base della lunghezza delle larve-D, dei tassi di crescita e mortalità delle medesime, e del tasso di mortalità post-larvale: $N_{jf} = (N_i\ e^{-Z(Lf-Li)/K)}\ 0{,}10)\ e^{-ZjT}$, con N_{jf} numero di juveniles al tempo T (con T compreso tra 0 e 12 mesi).

Risultati – L'equazione di crescita delle larve-D ha la forma: L = 90,8+7,5A (n=23; r=0,92; p<0,001), con un range dimensionale delle larve compreso tra 90 (A=3 giorni) e 230 μm (A=18 giorni) e un tasso di crescita istantaneo approssimativamente di 7,5 μm/giorno. La mortalità larvale è espressa da: $N_f = 8565e^{-0{,}217ΔT}$ (n=10; r=0,91; p<0,001). L'equazione che descrive la mortalità degli juveniles entro il primo anno di vita ha la forma: $N_{jf} = 123e^{-0{,}277ΔT}$ (n=24; r=0,74; p<0,01).

La Tab. 1 mostra l'applicazione del modello su un lotto di 1000 larve di 90 μm (3 giorni); N_i=abbondanza larvale, L_i=lunghezza iniziale delle larve, L_f=lunghezza finale delle larve, A=durata della vita planctonica (in giorni), N_f=abbondanza post-larve competenti (dal lotto iniziale Ni), T=tempo dall'insediamento (in mesi), N_{jf}=abbondanza juveniles al tempo T (dal lotto iniziale N_i).

Tab. 1 - Applicazione del modello per il calcolo dell'abbondanza delle post-larve bentoniche.
Application of the model to calculate the post-larvae abundance in the benthos.

Ni	Li	Lf	A	Nf	T	Njf
1000	90	230	18	17,41	1	1,76
…	…	…	…	…	2	1,00
…	…	…	…	…	3	0,76
…	…	…	…	…	…	…
…	…	…	…	…	11	0,08

Conclusioni – Mediante una serie di osservazioni sull'abbondanza ed il reclutamento della vongola *Tapes philippinarum* in un'area di nursery naturale, è stato messo a punto un semplice modello che, a partire dall'abbondanza e dalla dimensione delle larve planctoniche, può consentire la stima dell'ammontare del reclutamento entro il primo anno di vita. Il modello necessita ovviamente di essere validato su set di dati più cospicui. Tale modello può risultare di utilità agli Imprenditori del Settore per fornire la previsione della produttività, cioè lo stock di seme che potrà essere raccolto dalle aree di nursery.

Bibliografia

ESAV (1990) – *Tapes philippinarum*. Biologia e Sperimentazione. Ente Sviluppo Agricolo Veneto, Centro Scientifico Didattico: 299 pp.

RUMRILL S. (1991) – Natural mortality of marine invertebrate larvae. *Ophelia*, **32**: 163-198.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 322-323

R. Mussat Sartor, N. Nurra, D. Pessani

Laboratorio di Biologia Marina, Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università di Torino
Via Accademia Albertina, 13 – 10122 Torino, Italia.
rocco.mussat@unito.it

EPHESIELLA CANTONEI E *MARPHYSA FALLAX* (ANNELIDA: POLYCHAETA): PRIME SEGNALAZIONI PER IL MAR LIGURE

EPHESIELLA CANTONEI *E* MARPHYSA FALLAX *(ANNELIDA: POLYCHAETA): FIRST RECORDS FOR THE LIGURIAN SEA*

Abstract *– Polychaetes of hard bottom off Punta Manara (Eastern Ligurian Sea) were analysed. A total of 7,360 specimens belonging to 113 species have been identified. Two species of polychaetes, never reported in the Ligurian Sea, have been collected.*

Key-words: *macrobenthos, Polychaetes, Ligurian Sea.*

Introduzione – Questo lavoro rientra nell'ambito di un approfondito studio sulla biodiversità delle comunità macrobentoniche associate ai fondali antistanti il promontorio di Punta Manara, oggetto di ricerche volte a definirne l'alto contenuto naturalistico marino. Sono state in particolare studiate le principali biocenosi ivi presenti, esaminandone le più importanti comunità vegetali ed animali ad esse associate (Nurra *et al.,* 2004; Vetere *et al.,* 2006); in tale contesto è stata analizzata la componente polichetologica di substrato duro.

Materiali e metodi - I campionamenti sono stati eseguiti in immersione subacquea sulla superficie standard di 400 cm^2 (quadrato di 20×20 cm) tramite la tecnica standardizzata del grattaggio accoppiato alla sorbona (lato della maglia del collettore: 400 μm). Tra l'autunno 2004 e l'estate 2005 sono stati effettuati tre campionamenti a due diverse profondità (5 e 15 metri), in tre differenti periodi dell'anno (ottobre, marzo, giugno), su substrato duro sub-orizzontale con esposizione diversa (N-NW e S-SE).

Risultati – Sono stati complessivamente identificati 7.360 esemplari di policheti appartenenti a 113 specie (Tab. 1) raggruppabili in 26 famiglie. Tra essi, due specie sono state trovate per la prima volta nella zona biogeografica 1: si tratta dello Sphaerodoridae *Ephesiella cantonei* e dell'Eunicidae *Marphysa fallax*.

Ephesiella cantonei Mòllica è specie endemica del Mar Mediterraneo, identificata per la prima volta nel 1994 (Mollica, 1994 e 1995) e segnalata, fino ad oggi, esclusivamente nella zona biogeografica 6, lungo la costa orientale della Sicilia (litorale catanese). Gli esemplari di questa specie, provenienti dai campioni liguri, sono stati catturati nell'infralitorale superiore caratterizzato dalla biocenosi ad alghe fotofile (dominano, tra le macrofite, *Corallina elongata*, *Padina pavonica*, *Ceramium virgatum* e *Stypocaulon scoparium*) nel mese di giugno, alla profondità di 5 metri, con esposizione SE.

Marphysa fallax Marion & Bobretzky, è la sola specie del genere *Marphysa* a non essere mai stata segnalata nel settore 1, mentre risulta diffusa in tutte le altre otto province biogeografiche (Cantone, 1993); a Punta Manara è stata campionata nel mese di giugno, alla profondità di 15 metri, nella biocenosi ad alghe emisciafile (*Flabellia petiolata, Halimeda tuna* e *Halopteris filicina* tra le più abbondanti) con esposizione SE.

Conclusioni - Il presente lavoro vuole rappresentare un piccolo contributo all'aggiornamento della checklist della fauna marina italiana (Castelli *et al.*, 2005), divenuta ormai uno strumento di consultazione indispensabile per tutti coloro che operano nel mondo della bionomia bentica.

Tab. 1 - Elenco delle 113 specie raccolte nell'area di ricerca.
List of collected species.

Dasybranchus gajolae	*Salvatoria* sp.	*Lumbrineris gracilis*
Mastobranchus trinchesii	*Sphaerosyllis hystrix*	*Scoletoma funchalensis*
Notomastus latericeus	*Sphaerosyllis pirifera*	*Arabella iricolor*
Praxillella sp.	*Branchiosyllis exilis*	*Drilonereis filum*
Polyophthalmus pictus	*Eurysyllis tuberculata*	*Sabellaria spinulosa*
Protoaricia oerstedii	*Haplosyllis spongicola*	*Amphicorina armandi*
Pholoë inornata	*Syllis alternata*	*Amphiglena mediterranea*
Pholoë minuta	*Syllis armillaris*	*Branchiomma bombyx*
Lepidonotus clava	*Syllis garciai*	*Chone collaris*
Harmothoe fraserthompsoni	*Syllis gerlachi*	*Hydroides p. pseudouncinatus*
Harmothoe spinifera	*Syllis gracilis*	*Pomatoceros triqueter*
Harmothoe sp.	*Syllis hyalina*	*Serpula concharum*
Chrysopetalum debile	*Syllis krohnii*	*Serpula vermicularis*
Kefersteinia cirrata	*Syllis prolifera*	*Spirobranchus polytrema*
Syllidia armata	*Syllis torquata* (?)	*Janua pagenstecheri*
Nereis falsa	*Syllis variegata*	*Neodexiospira pseudocorrugata*
Nereis flavipes	*Syllis vittata*	*Pileolaria militaris*
Nereis rava	*Syllis* sp.1	*Aphelochaeta marioni*
Nereis zonata	*Syllis* sp.2	*Caulleriella alata*
Platynereis coccinea	*Xenosyllis scabra*	*Caulleriella bioculata*
Platynereis dumerilii	*Glycera tesselata*	*Cirratulus cirratus*
Myrianida prolifera	*Eulalia tripunctata* (?)	*Timarete filigera*
Myrianida sp.	*Eulalia* sp.	*Dodecaceria concharum*
Eusyllis assimilis	*Nereiphylla nana*	*Piromis eruca*
Eusyllis blomstrandi	*Nereiphylla rubiginosa*	*Pectinaria koreni*
Odontosyllis ctenostoma	*Phyllodoce mucosa*	*Axionice maculata*
Odontosyllis gibba	*Phyllodoce lamelligera*	*Eupolymnia nesidensis*
Paraehlersia ferrugina	*Phyllodoce* sp.	*Lanice conchylega*
Pionosyllis lamelligera	*Pterocirrus* sp.	*Nicolea venustula*
Syllides japonicus (?)	*Ephesiella cantonei*	*Pista cristata*
Brania pusilla	*Euphrosyne foliosa*	*Polycirrus caliendrum*
Exogone dispar	*Eunice harassii*	*Polycirrus haematodes*
Exogone naidina	*Eunice vittata*	*Laonice cirrata*
Exogone rostrata	*Lysidice collaris*	*Prionospio* sp.
Parapionosyllis brevicirra	*Lysidice ninetta*	*Polydora caeca*
Prosphaerosyllis xarifae	*Marphysa fallax*	*Polydora ciliata*
Salvatoria clavata	*Nematonereis unicornis*	*Pygospio elegans*
Salvatoria limbata	*Lumbrineris coccinea*	

Bibliografia

CANTONE G. (1993) - Censimento dei policheti dei mari italiani: Eunicidae Berthold, 1827. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat. (B),* **100**: 229-243.

CASTELLI A., BIANCHI C.N., CANTONE G., CINAR M. N., GIANGRANDE A., IRACI SARERI D., LANERA P., LICCIANO M., MUSCO L., SANFILIPPO R. (2005) - *Annelida Polychaeta*. In: *Checklist della fauna marina italiana*. www.sibm.it/checklist/principalechecklist.htm

MOLLICA E. (1994) - First record of *Ephesiella* Chamberlin, 1919 (Polychaeta: Sphaerodoridae) in the Mediterranean Sea, with a description of a new species. *Marine Life*, **4** (2): 19-21.

MOLLICA E. (1995) - Censimento dei Policheti dei mari italiani: Sphaerodoridae Malmgren, 1867. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat. (*B), **102**: 55-58.

NURRA N., MUSSAT SARTOR R., GASTALDI P., VETERE M., PESSANI D. (2004) - Fenologia e perimetrazione della prateria di *Posidonia oceanica* di Punta Manara (Liguria orientale): dati recenti. *Biol. Mar. Medit.*, **12** (1): 295-298.

VETERE M., NURRA N., MUSSAT SARTOR R., PESSANI D. (2006) – The molluscan community of the foliar startum of *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadow from Punta Manara (Eastern Ligurian sea): zonation pattern in relation to depth and time. *Biol. Mar. Medit.*, **13** (4): 170-173.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 324-325

A. Petrocelli, E. Cecere, N. Cantasano

Istituto Ambiente Marino Costiero (IAMC), CNR, Talassografico "A. Cerruti"
Via Roma, 3 – 74100 Taranto, Italia.
antonella.petrocelli@iamc.cnr.it

SUMMER MACROALGAL FLORA OF THE BRACKISH LAKE OF ACQUATINA (FRIGOLE, LECCE, SOUTHERN ITALY)

FLORA MACROALGALE ESTIVA DEL LAGO SALMASTRO DI ACQUATINA (FRIGOLE, LECCE)

Abstract *– The brackish lake of Acquatina was studied from a floristic point of view during summer 2006. 24 species were collected in total: 16 Rhodophyta, 2 Ochrophyta, 6 Chlorophyta. Some of these species were reported for the first time from brackish waters.*

Key-words: *Apulia, brackish water, Mediterranean Sea, seaweeds.*

Introduction - This study was undertaken within a project aiming to both characterise the brackish lake of Acquatina (Lecce, southern Italy) from a biocenotic point of view and understand the possible presence of anthropogenic impact. In the present paper, the results of the first floristic census, carried out in summer, are reported. In fact, also according to the Water Framework Directive, macroalgae are considered an important biological quality element even in transitional waters (Orfanidis *et al.*, 2001). Moreover, the vegetable component from both a floristic and a vegetational point of view of the lake was completely unknown, till now.

Materials and methods – The Acquatina lake has a surface of 45 ha and reaches a maximum depth of –2 m. In July 2006, quantitative collections were carried out on hard substrates scraping all the attached specimens. On seagrass meadows, qualitative samples were collected in order to identify epiphytes. Four stations with different environmental conditions were chosen: station 1 was the nearest to the sea (salinity 36‰), station 2 was the most confined (salinity 32‰), station 3 was in the middle of the basin (salinity 31‰), station 4 was in the vicinity of the Giammatteo canal, where freshwaters flow (salinity 29‰).

Results – A total of 24 species were found, so distributed: 16 Rhodophyta, 2 Ochrophyta, 6 Chlorophyta (Tab. 1).

Tab. 1 - Floristic list.
Elenco della flora macroalgale.

Rhodophyta
Acanthophora nayadiformis (Delile) Papenfuss
Ceramium flaccidum (Kützing) Ardissone
Champia parvula (C. Agardh) Harvey
Chondrophycus papillosus (C. Agardh) Garbary *et* Harper
Chylocladia verticillata (Lightfoot) Bliding f. *breviarticulata* (Ercegovic) Cormaci *et* G. Furnari
Crouania attenuata (C. Agardh) J. Agardh
Erythrocladia irregularis Rosenvinge
Hydrolithon boreale (Foslie) Y.M. Chamberlain
Hydrolithon farinosum (J.V. Lamouroux) Penrose *et* Y.M. Chamberlain
Laurencia majuscula (Harvey) A.H.S. Lucas

Laurencia minuta Vandermeulen, Garbary *et* Guiry ssp. *scammaccae* G. Furnari *et* Cormaci
Polysiphonia scopulorum Harvey
Rytiphlaea tinctoria (Clemente) C. Agardh
Spermothamnion flabellatum Bornet
Stylonema alsidii (Zanardini) K.M. Drew
Wrangelia penicillata (C. Agardh) C. Agardh
Ochrophyta
Dictyota dichotoma (Hudson) J.V. Lamouroux var. *intricata* (C. Agardh) Greville
Padina pavonica (Linnaeus) J.V. Lamouroux
Chlorophyta
Acetabularia acetabulum (Linnaeus) P.C. Silva
Cladophora dalmatica Kützing
Cladophora liniformis Kützing
Cladophora nigrescens Zanardini *ex* Frauenfeld
Entocladia viridis Reinke
Valonia macrophysa Kützing

Conclusions - Most of the species are typical of lagoonal environments, except for *Hydrolithon boreale, Laurencia minuta* ssp. *scammaccae, Spermothamnion flabellatum* and *Valonia macrophysa*, which were never previously reported in such environments. A young attached thallus of *Acanthophora nayadiformis* was found at station 2 with a salinity of 32‰; this is the lowest value at which this taxon was observed to live till now. *Chondrophycus papillosus* was found as a tetrasporophyte in all the stations, where it was the dominant species and formed a belt in both the intertidal and upper subtidal levels. Previously, it was reported only in another transitional environment, the Venice Lagoon, where, however, only rare and sterile thalli were collected in the areas nearer to the sea (Sfriso and La Rocca, 2005). These information widen the knowledge on the ecology of these species, in particular, and on the flora of the Italian transitional environments, in general.

Acknowledgements - We thank professor G. Belmonte (Lecce University) for our involvement in this project.

References

ORFANIDIS S., PANAYOTIDIS P., STAMATIS N. (2001) – Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophyte-based model. *Mediterranean Marine Science*, **2**: 45-65.

SFRISO A., LA ROCCA B. (2005) – Aggiornamento sulle macroalghe presenti lungo i litorali e sui bassofondali della Laguna di Venezia. *Lavori Soc. Ven. Sc. Nat.*, **30**: 45-56.

Research carried out within the project "Caratterizzazione biologica e biocenotica del lago salmastro di Acquatina (Frigole, Lecce), ai fini di un miglioramento della gestione della pesca nel rispetto dell'ambiente" (Ca. Ge.P.R.A.) funded by the Apulia Region.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 326-327

A. Sfriso, C. Facca

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia,
Calle Larga S. Marta, 2137 – 30123 Venezia, Italia.
sfrisoad@unive.it

CRESCITA E PRODUZIONE DI *NANOZOSTERA NOLTII* IN LAGUNA DI VENEZIA

NANOZOSTERA NOLTII *GROWTH AND PRODUCTION IN THE LAGOON OF VENICE*

Abstract *– The growth and biomass production of* Nanozostera noltii *have been recorded with weekly and bimonthly frequency in two areas of the Venice lagoon, one in a natural population placed in the southern lagoon at Petta di Bò, and another in an population transplanted in an artificial sandy bottom made in the Lido watershed by the local administrations in order to reduce water stagnation and* Ulva *overgrowth. This is the first in field measurements of* N. noltii *production in the Venice lagoon carried out by the marking technique and the results allow to complete the knowledge of the total lagoon seagrass production.*

Key-words: Nanozostera noltii*, seagrass, primary production, transplantation, Venice lagoon.*

Introduzione - Fino ad ora, nella laguna di Venezia sono stati prodotti numerosi lavori sulla distribuzione, sull'accrescimento e sulla produzione primaria delle macroalghe e delle tre specie (*Cymodocea nodosa* (Ucria) Asherson, *Zostera marina* Linnaeus, *Nanozostera noltii* (Hornemman) Tomlinson *et* Posluzny) di fanerogame marine che la popolano (Caniglia *et al*., 1992; Sfriso e Ghetti, 1998; Rismondo *et al*., 2004; Sfriso e Facca, 2007), tuttavia misure di produzione primaria su *N. noltii* non erano ancora mai state effettuate. Scopo di questo lavoro è stato colmare questa lacuna in modo da poter valutare il contributo di questa specie alla produzione globale delle macrofite lagunari.

Materiali e metodi - In campagne bisettimanali condotte da tra gennaio e dicembre 2005 in due aree di studio caratterizzate da una popolazione naturale (Petta di Bò, Laguna sud) ed una popolazione trapiantata (Lido partiacque, laguna centrale) sono stati marcati i fasci fogliari e i rizomi di una ventina di piantine che poi venivano raccolte nelle campagne successive per determinare l'incremento dei fasci fogliari e dei rizomi in modo da poter determinare la produzione totale netta. Inoltre, sei repliche di fasci fogliari e rizomi di *N. noltii* (ciascuno di 20×25 cm) sono stati raccolti ogni mese per tutto il 2005 per determinare la biomassa e i caratteri morfometrici della specie. Sei repliche garantiscono un'accuratezza di campionamento <95% (Sfriso e Ghetti, 1998).

Risultati - Le piantine della popolazione naturale di Petta di Bò erano ben sviluppate, con foglie mediamente larghe 1,75 mm e un apparato rizomiale compatto mentre quelle della popolazione trapiantata su sabbia nella stazione del Lido mostravano una forte limitazione con riduzione sia della larghezza delle foglie, che mediamente erano larghe solo 0,85 mm, che dell'apparato sotterraneo poco compatto e assai ridotto.

La biomassa media totale di *N. noltii* rilevata a Petta di Bò è stata di 1860±478 g fwt m^{-2}, mentre al Lido di 640±330 g fwt m^{-2}. I picchi di biomassa hanno raggiunto 2941 e 1150 g fwt m^{-2}, rispettivamente, ma la popolazione della stazione del Lido ha mostrato un continuo decremento e tra settembre ed ottobre si è fortemente ridotta con una differenza tra le due stazioni che è stata di circa un ordine di grandezza. La biomassa della parte epigea al Lido era mediamente simile a quella ipogea mentre a Petta

di Bò questa era solo ca. 0,7 volte quella ipogea. La lunghezza media dei fasci fogliari a Petta di Bò (20,3±3,9 cm) era un po' superiore di quella al Lido (16,9±4,0 cm). Similmente, il numero di foglie per germoglio era di ca. 2,23±0,43 al Lido e 2,60±0,34 a Petta di Bò. Tuttavia, il numero medio di fasci fogliari (4568 e 2443 a Petta di Bò e al Lido, rispettivamente) e quindi di foglie (12186 e 6031 a Petta di Bò e al Lido) a Petta di Bò erano ca. doppi. Similmente i massimi stagionali hanno rilevato 5800 germogli e 13746 foglie al Lido in marzo e 7093 germogli e 21917 foglie a Petta di Bò in maggio.

Purtroppo per la quasi scomparsa della popolazione trapiantata le misure di produzione primaria hanno potuto essere completate solo nella stazione di Petta di Bò.

Tenendo conto dell'accrescimento delle singole foglie per germoglio e del numero di germogli per metro quadro, globalmente in questa stazione in un anno *N. noltii* ha prodotto 14474 m m^{-2} di foglie corrispondenti a ca. 25,3 m^2 di superficie fogliare per m^2 e a ca. 4,01 kg fwt m^{-2} y^{-1}. Contemporaneamente la produzione annuale di rizomi è stata di 1,68 kg fwt m^{-2} y^{-1}. Perciò la produzione totale annuale è stata di ca. 5,69 kg fwt m^{-2} y^{-1} e il rapporto P/B (Produzione = 5,69; massima Biomassa 2,8) era 1,91.

Questi dati se estrapolati alla superficie lagunare colonizzata da questa specie nel 2003 (ca. 6,2 km^2), tenendo conto delle diverse densità rilevate in campo (Sfriso e Facca, 2007), permettono di stimare per quell'anno una biomassa media totale di ca. 10 ktonnellate in peso fresco e una produzione annuale netta di ca. 27 ktonnellate. Tenendo conto del rapporto peso secco/peso fresco e della concentrazione media del carbonio (C) nei fasci fogliari e nelle foglie, globalmente il contributo di *N. noltii* alla produzione totale delle macrofite lagunari, in termini di C, è stato di ca. 1133 tonnellate, che per le aree colonizzate da questa specie corrisponde a una produzione netta media di 183 g C m^{-2} y^{-1}. La produzione rilevata a Petta di Bò è stata invece di ca. 244 g C m^{-2} y^{-1} con medie e massimi giornalieri di 0,67 e 1,41 g C m^{-2} d^{-1}, rispettivamente. Questa produzione corrisponde solo al 2% della produzione globale delle altre fanerogame marine e delle macroalghe che per il 2003 è stata stimata in ca. 57775 tonnellate di carbonio.

Conclusioni - I dati ottenuti permettono di valutare che la produzione netta di *N. noltii* per unità di superficie è molto inferiore a quella delle altre fanerogame marine lagunari ed attualmente, a causa della riduzione del suo areale, il contributo di *N. noltii* alla produzione totale delle macrofite è solo di ca. 2%. Inoltre, lo studio di una popolazione trapiantata in sedimenti sabbiosi non idonei all'accrescimento di questa specie permette di prevedere che i trapianti effettuati nelle aree delle barene ricostruite, dove sono stati immessi sedimenti sabbiosi, difficilmente potranno avere esiti positivi.

Bibliografia

CANIGLIA G., BORELLA S., CURIEL D., NASCIMBENI P., PALOSCHI A.F., RISMONDO A., SCARTON F., TAGLIAPIETRA D., ZANELLA L. (1992) – Distribuzione delle fanerogame marine [*Zostera marina* L., *Zostera noltii* Hornem., *Cymodocea nodosa* (Ucria) Asch.] in laguna di Venezia. *Lavori - Società Veneta di Scienze Naturali*, **17**: 137-150.

RISMONDO A., CURIEL D., SCARTON F., MION D., CANIGLIA G. (2003) - A new seagrass map for the Venice lagoon. In: Özhan, E. (ed), *Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 03,* Ravenna, Italy: 843-852.

SFRISO A., GHETTI P.F. (1998) - Seasonal variation in the biomass, morphometric parameters and production of rhizophytes in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany,* **61**: 207-223.

SFRISO A., FACCA C. (2007) - Distribution and production of macrophytes in the lagoon of Venice. Comparison of actual and past abundance. *Hydrobiologia*, **577**: 71-85.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 328-329

C. Tola Masala, L. Meloni, G. Solinas, G. Piergallini

IMC - International Marine Centre ONLUS
Località Sa Mardini - 09072 Torregrande-Oristano, Italia.
c.tolamasala@imc-it.org

EFFICACIA DI *HEDISTE DIVERSICOLOR* (O.F. MÜLLER, 1776) NEL BIORISANAMENTO AMBIENTALE - PROVE PRELIMINARI

EFFECTIVENESS OF HEDISTE DIVERSICOLOR *(O.F. MÜLLER, 1776) IN THE BIOREMEDIATION - PRELIMINARY TESTS*

Abstract *- Preliminary experiments about efficiency of the polychaete* Hediste diversicolor *(Polychaeta, Nereididae) removing of the organic solid waste sedimentable in two different wastes water from fish farms of* Sparus aurata *(Linnaeus, 1758) and* Mugil cephalus *(Linnaeus, 1758) show a reduction of organic enrichment of 34,6% in* S. aurata *waste and 19% in* M. cephalus *waste.*

Key-words: *aquaculture, bioremediation,* Hediste diversicolor*, particulate organic matter.*

Introduzione – Il presente lavoro si pone l'obiettivo di verificare la possibilità, i tempi e le modalità di abbattimento del particolato organico in sedimenti reflui, utilizzando la specie *Hediste diversicolor* (O.F. Müller, 1776). Da prove precedenti riportate in letteratura (Heilskov *et al.*, 2001; Corti *et al.*, 2003) è risultato che questo invertebrato bentonico potrebbe essere impiegato come specie disinquinante di sedimenti ricchi in materia organica. In un impianto d'allevamento il mangime somministrato ai pesci viene consumato per il 90% (Penczak *et al.,* 1982), il rimanente 10% precipita sul fondo insieme alle escrezioni. Questo surplus di particolato organico verrebbe così a costituire un'importante fonte di energia utilizzabile dai policheti**.**

Materiali e metodi – Sono state allestite 12 vasche di PVC da 10 litri (Ø 16,5 cm, h 19,5 cm). In 6 vasche, 3 controlli (defaunati) e 3 trattamenti (con vermi), è stato utilizzato refluo proveniente da moduli d'allevamento di orate; nelle rimanenti 6 (3 controlli e 3 trattamenti) refluo di cefali. Le prove sono state condotte senza alimentazione ausiliaria, in condizioni statiche di luce, temperatura (18±2 °C) e aerazione, utilizzando individui di lunghezza compresa tra 4-5 cm (400 ind\m^2). Come substrato è stata impiegata sabbia (granulometria <250 μm) lavata, essiccata (70 °C per 48 h) e sterilizzata in autoclave (120 °C per 20 min.). All'inizio ed al termine dell'esperimento sono state effettuate le seguenti analisi: calcolo della materia organica totale nel sedimento (LOI); concentrazioni di: NH_3, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NO_3$, $P\text{-}PO_4$ nel refluo.

Risultati – Inizialmente il contenuto di sostanza organica presente nel sedimento era nullo. A distanza di alcune ore dall'immissione dei reflui, il particolato organico è precipitato quasi totalmente sul fondo (4,26 mg/l orate, 4,21 mg/l cefali).

La concentrazione iniziale in nitriti, nitrati, ortofosfati e ammoniaca è risultata complessivamente più elevata nel refluo di *S. aurata* (composizione mangime: proteine 44%, grassi 16%) rispetto a quello di *M. cephalus* (composizione mangime: proteine 28%, grassi 7%). Al quindicesimo giorno di esperimento si assiste ad un'inversione di tendenza: le concentrazioni di macronutrienti, ottenute dal confronto controllo - trattamento, appaiono contenute nel refluo di orate e sostanzialmente incrementate nel refluo di cefali, probabilmente a causa della differente composizione del pool batterico e/o alla presenza di muco secreto dai mugilidi ad elevato tenore proteico.

Dal confronto controllo - trattamento, relativo alle concentrazione del particolato organico, si evidenzia, al termine della prova, un abbattimento del 34,68% nei sedi-

menti arricchiti con refluo di *S. aurata* (max 37,48%, min 31,78%), e del 19% (max 19,68%, min 18,83%) nei sedimenti arricchiti con reflui di *M. cephalus*.

Nei policheti mantenuti per 15 giorni nel refluo di orata, senza alimentazione ausiliaria, è stato registrato un tasso di sopravvivenza del 100% ed un tasso di accrescimento specifico pari al 1,25% (TAS= 100 × [(Ln Peso finale- Ln Peso iniziale)/giorni di prova]).

Negli individui mantenuti alle medesime condizioni sperimentali con refluo di muggine, non si è riscontrato alcun incremento in biomassa e la mortalità è stata contenuta a valori del 7%.

Le continue osservazioni giornaliere hanno messo in evidenza il comportamento alimentare della specie: gli individui ispezionano la superficie del sedimento alla ricerca di cibo, inglobano il particolato nel muco e lo trascinano in prossimità della galleria, per consumarlo successivamente all'interno della tana.

Conclusioni – Le elaborazioni dei dati raccolti e le percentuali di abbattimento evidenziano che l'utilizzo di *H. diversicolor* a scopo di biorisanamento è efficace. Gli individui hanno consumato una parte consistente di sostanza organica, 34% nel refluo di orata e 19% nel refluo di cefalo.

Questi risultati forniscono un' indicazione preliminare per la messa a punto di una metodologia alternativa per il trattamento dei reflui, che consenta di rimuovere il particolato sedimentabile e allo stesso tempo, di ottenere biomasse aggiuntive utilizzabili sia per l'alimentazione dei pesci che per scopi commerciali.

Bibliografia

CORTI S., CECCANTI B., MASCIANDARO G., LARDICCI C. (2003) - Effects of *Hediste diversicolor* (Polychaeta: Nereididae) on organic matter mineralization: a preliminary experiment. *Biol. Mar. Medit*., **10** (2): 539-541.

HEILSKOV A., HOLMER M. (2001). - Effects of benthic fauna on organic matter mineralization in fish farm sediments: importance of size and abundance. *J. Mar. Sci.,* **58**: 427-434.

PENCZAK T., SUSZYCKA E., MONLIŃSKI M. (1982) - Production, consumption and energy transformation by fish populations in a small lowland river. *Ekol. Pol*., **30**: 111–137.

Questo progetto è stato finanziato dalla Unione Italiana Cooperative.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 330-331

C. Tola Masala, G. Piergallini

IMC - International Marine Centre ONLUS
Località Sa Mardini - 09072 Torregrande-Oristano, Italia.
c.tolamasala@imc-it.org

CICLO VITALE, ACCRESCIMENTO E OOGENESI DEL POLICHETE *HEDISTE DIVERSICOLOR* (O.F. MÜLLER, 1776) ALLEVATO IN CONDIZIONI SPERIMENTALI. RISULTATI PRELIMINARI

LIFE CYCLE, GROWTH AND OOGENESIS OF THE POLYCHAETE HEDISTE DIVERSICOLOR *(O.F. MÜLLER, 1776) BREEDING UNDER EXPERIMENTAL CONDITION. PRELIMINARY RESULTS*

Abstract *- A small-scale reproduction biology study of* Hediste diversicolor *(Polychaeta, Annelida) was carried out from March 2006 to February 2007 under controlled condition (light, salinity and temperature). During this period three generations of* H. diversicolor *were obtained starting from mature adults bought in the market.*

Key-words: Hediste diversicolor*, life cycle, growth, oogenesis, spawning.*

Introduzione - Il polichete *Hediste diversicolor* (O.F. Müller, 1776) rappresenta uno degli anellidi da esca più apprezzati nella pesca amatoriale e sportiva (Scaps, 2002). La specie è gonocorica, semelpara con un ciclo biologico olobentonico che varia, in natura, da uno a tre anni. In natura, la maturazione sessuale viene raggiunta in 10 mesi (Reish, 1957, 1974) e appare correlata con l'incremento di temperatura dell'acqua alla fine della primavera, mentre il rilascio sincrono dei gameti sembrerebbe dipendere dal ciclo semilunare (Bartels-Herdege e Zeeck, 1990). L'obiettivo della sperimentazione è quello di testare l'efficacia della variazione di fattori esogeni (temperatura, salinità, fotoperiodo) sui processi di oogenesi, maturazione sessuale ed emissione gametica (spawning) di *H. diversicolor* allevata in cattività.

Materiali e metodi - È stato realizzato un piccolo impianto di allevamento a circuito chiuso (sal. 18±2‰), all'interno del quale sono state allestite varie vasche provviste di regolatori di flusso e sistemi di troppo pieno. Come substrato (7 cm) è stata utilizzata sabbia fine (gran. <250 μm). Individui adulti sessualmente maturi (30 per vasca) sono stati indotti alla deposizione mediante stimolazione foto-termica (temp. 25 °C; fotoperiodo 16:8). Gli individui di prima e seconda generazione, ottenuti nel corso dell'esperimento con le medesime modalità, sono stati alimentati *ad libitum* per tutta la durata del ciclo vitale, con comuni mangimi per acquacoltura. Settimanalmente, su un campione di 50 esemplari, sono stati effettuati controlli morfometrici taglia-peso, analisi del fluido celomatico e, su 20 femmine, è stato misurato il diametro di 25 oociti.

Risultati - È stato riprodotto in laboratorio l'intero ciclo vitale di *H. diversicolor*: in 11 mesi di sperimentazione sono state ottenute tre generazioni a partire da individui selvatici adulti reperiti in commercio.

I riproduttori, stabulati in vasca e sottoposti a shock foto-termico, hanno deposto i gameti in tempi molto brevi: dopo soli 30 giorni sono apparsi nel sedimento i piccoli forellini indicanti l'avvenuto insediamento del novellame. Negli individui di prima e seconda generazione, allevati alle densità di 1000 ind./m^2, e alimentati con mangime in farina per muggini (proteine 28%, grassi 7%), l'accrescimento ponderale è risultato

piuttosto elevato. La taglia minima commerciale, secondo quanto osservato nei mercati locali, è stata raggiunta a partire dalla quattordicesima settimana (peso fresco medio: 0,62±0,13 g). Il tasso di accrescimento specifico (TAS= 100 × [(Ln Peso finale-Ln Peso iniziale)/giorni di prova]) più elevato è stato riscontrato nella prima settimana di messa in coltura con un valore pari a 39,61%. Il TAS diminuisce gradualmente stabilizzandosi su valori vicini al 2% nel periodo che precede l'emissione dei gameti. La mortalità è stata contenuta a valori inferiori del 10%, per il continuo controllo dei parametri chimico-fisici dell'acqua e per l'annullamento di eventuali situazioni di stress legate al decadimento delle condizioni ambientali.

Dall'esame microscopico del fluido celomatico sono state individuate femmine in fase di gametogenesi ed è stato evidenziato il grado di maturazione degli oociti. I risultati ottenuti indicano la presenza di femmine sessualmente differenziate alla sesta settimana successiva all'insediamento delle postlarve nel sedimento (diametro medio oociti: 41,04±10,76 μm). Gli oociti con diametro superiore ai 200 μm sono considerati maturi (Dales, 1950). Le prime femmine mature sono state osservate a partire dall'undicesima settimana (diametro medio oociti 207,64±6,82 μm).

A conferma di quanto riportato in letteratura (Bartels-Herdege e Zeeck, 1990; Dales e Kennedy, 1954) durante il processo di maturazione sessuale il colore cambia da arancio a verde chiaro nei maschi e da arancio a verde scuro nelle femmine. Il rapporto fra i sessi è di 1:6 in favore delle femmine.

Conclusioni - L'insieme delle attività svolte ha permesso di raccogliere una considerevole quantità di dati e informazioni relative al ciclo vitale e alla biologia riproduttiva di *H. diversicolor* allevata in condizioni sperimentali. Il sistema di allevamento a circuito chiuso è apparso adeguato al mantenimento degli individui facendo registrare buone performance di crescita e un relativamente alto tasso di sopravvivenza. Le procedure di allevamento adottate e l'applicazione di tecniche di controllo di luce e temperatura hanno reso possibile il completamento del ciclo vitale di *H. diversicolor* in soli 4 mesi. Riteniamo che il lavoro finora svolto possa fornire utili spunti per la realizzazione di un impianto di allevamento caratterizzato da una elementare tecnologia e da un impatto ambientale praticamente nullo.

Bibliografia

BARTELS-HARDEGE H.D., ZEECK E. (1990) - Reproductive behaviour of *Nereis diversicolor* (Annelida: Polychaeta). *Marine Biology,* **106**: 409-412.

DALES R.P. (1950) - The reproduction and larval development of *Nereis diversicolor* (O.F. Muller). *J. Mar. Biol. Ass. U.K*: 321-359.

DALES R.P., KENNEDY G.Y. (1954) - On the diverse colours of *Nereis diversicolor*. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.,* **33**: 699-708.

MARTY R., RATIERE C. (1999) - Larval-to-juvenile mobility activities of a holobenthic species, *Nereis diversicolor* (O.F. Muller) (polychaeta: Nereidae)- their involvement in recruitment. *Bull. Mar. Sci*., **65**: 761-773.

REISH D.J. (1957)) - The life history of the polychaetous annelid *Neanthes caudata* (delle Chiaje), including a summary of development in the family Nereidae. *Pacific Science,* **11**: 216-228.

REISH D.J. (1974)) - The establishment of laboratory colonies of polychaetous annelids. *Thalassia Jugoslavica,* **10** (1/2): 181-195.

SCAPS P. (2002) - A review of the biology, ecology and potential use of the common ragworm *Hediste diversicolor* (O.F. Muller) (Annelida: Polychaeta). *Hydrobiologia,* **470**: 203-218.

Questo progetto è stato finanziato dalla Unione Italiana Cooperative.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 332-333

M. Trentini, A. Zaccaroni, L. Gradenigo, M. Spoto*,
A. Gustinelli, M.L. Fioravanti

Dipartimento di Sanità Pubblica Veterinaria e Patologia Animale, Università di Bologna,
Via Tolara di Sopra, 50 - 40064 Ozzano Emilia (BO), Italia.
fioravanti@vet.unibo.it;
*Riserva Naturale Marina di Miramare, Grignano (TS), Italia.

OSSERVAZIONI PARASSITOLOGICHE E TOSSICOLOGICHE SU GOBIIDAE DEL GOLFO DI TRIESTE

PARASITOLOGICAL AND TOXICOLOGICAL OBSERVATIONS ON GOBIIDAE FROM THE GULF OF TRIESTE

Abstract *– Parasitological and toxicological observations were carried out on 75 specimens of six species of Gobiidae from the gulf of Trieste. Metacercariae of digenean trematodes Acanthocolpidae and Heterophyidae were found. Mercury was analysed in liver and muscle from 4 species.* Gobius niger *and* G. paganellus *showed some correlation between mercury and metacercariae infection intensity. The possible role of Gobiidae as bioindicators is discussed.*

Key-words: *Gobiidae, parasitology, toxicology, bioindicators.*

Introduzione – Le ricerche sul ruolo dei pesci bentonici quali possibili bioindicatori della situazione ambientale di un ecosistema marino sono aumentate in questi ultimi anni; un aspetto particolare è lo studio in questi pesci delle eventuali correlazioni tra presenza di sostanze tossiche e consistenza della parassitofauna, area di ricerca molto complessa per i numerosi fattori biotici o abiotici coinvolti (Khan e Thulin, 1991). Scopo della ricerca è quello di esaminare la parassitofauna e la contaminazione da mercurio di alcune specie di Gobiidae del golfo di Trieste, di verificarne l'eventuale correlazione e di valutare le potenzialità di alcune specie di Gobiidae come bioindicatori.

Materiali e metodi – Da settembre 2002 ad aprile 2003 sono stati pescati, mediante lenza, 75 esemplari di Gobiidae (*Gobius cruentatus, G. paganellus, G. niger, G. bucchichi, G. cobitis* e *Zosterisessor ophiocephalus*) nel golfo di Trieste a Grignano, adiacente alla Riserva Marina di Miramare. Il campionamento è stato effettuato in due zone, una fuori il porto (FP) e l'altra dentro il porto (DP) e maggiormente contaminata in base a studi fatti dal gruppo di ricerca operante nella riserva. Tutti gli esemplari sono stati sottoposti ad un esame parassitologico completo. Porzioni di fegato e di muscolo con pelle di 4 specie sono stati usati per la valutazione dei livelli di mercurio, condotta in spettrofotometria per assorbimento atomico. L'esame tossicologico è stato condotto sul mercurio per l'importanza di questo metallo in ambiente marino e per i dati esistenti in letteratura (Jureša e Blanuša, 2003). Oltre alla statistica descrittiva, è stata condotta analisi statistica in rapporto a specie ittica, sito di campionamento, prevalenze parassitarie ed intensità d'infestazione mediante test del χ^2 e di Mann-Whitney.

Risultati – L'esame parassitologico ha rilevato soprattutto la presenza di metacercarie di Trematodi Digenei in 69 gobidi (92%), di cui 55 (79,7%) presentavano metacercarie di *Stephanostomum bicoronatum* (Trematoda, Acanthocolpidae) e 34 (49,3%) di *Galactosomum* sp. (Trematoda, Heterophyidae). In 17 (24,6%) è stata individuata la presenza contemporanea d'entrambi i tipi di metacercarie. L'intensità d'infestazione (n° parassiti/ospite) ha presentato valori medi di 37,8 con valori minimi pari a 1 e massimi pari a 205 metacercarie/ospite. I dati sono riportati in Tab. 1.

Tab. 1 – Dati parassitologici di prevalenza e intensità d'infestazione relativi alle metacercarie reperite nelle 6 specie di Gobiidae.
Parasitological data on prevalence and infection intensity of metacercariae found in 6 species of Gobiidae.

Specie	N° soggetti esaminati	N° positivi con prevalenza ed Intensità di infestazione	Soggetti esaminati Dentro Porto	N° postitivi DP (prevalenza) - Intensità di infestazione	Soggetti esaminati Fuori Porto	N° postitivi FP con prevalenza ed Intensità di infestazione
Gobius cruentatus	20	14 (70%) - 8,6	9	4 (44,4%) - 9,3	11	10 (90,9%) - 8,4
G. paganellus	9	5 (55,5%) – 36	4	0	5	5 (100%) - 36
G. niger	18	17 (94,4%) - 55,8	5	5 (100%) - 80,2	13	12 (92,3%) - 45,6
G. bucchichi	22	13 (59,1%) - 17	15	9 (60%) - 18,7	7	4 (57,1%) - 13,3
G. cobitis	2	2 (100%) - 19	1	1 (100%) - 7	1	1 (100%) - 31
Z. ophiocephalus	3	3 (100%) - 5	3	3 (100%) - 5	0	0

Per quanto riguarda i due taxa parassitari rinvenuti, il genere *Galactosomum*, spesso segnalato in sparidi e mugilidi (Pearson e Prevot, 1971), non risultava descritto in Italia, mentre *S. bicoronatum*, segnalato dalla fine dell'Ottocento nel golfo di Trieste (Stossich, 1898), risulta presente in altre aree marine italiane. I dati preliminari tossicologici ottenuti sulle 4 specie considerate sono riportati in Tab. 2.

Tab. 2 - Livelli di mercurio rilevati in 4 specie di Gobiidae.
Mercury levels detected in 4 species of Gobiidae.

SPECIE	FEGATO		MUSCOLO	
	DP	FP	DP	FP
Gobius bucchichi	185.41 ± 89.59 <LOD-689.25	575.78 ± 125.41 148.75-987.50	36.10 ± 11.30 <LOD-82.53	36.95 ± 3.43 22.61-49.03
G. cruentatus	337.57 ± 118.14 29.87-1570.2	352.74 ± 135.47 12.46-967.22	53.03 ± 14.49 0.85-135.45	31.41 ± 16.94 <LOD-114.03
G. niger	1252.7 ± 505.7 202.36-2127.6	485.22 ± 88.72 132.95-737.70	980.64 ± 528.60 64.13-2247.8	103.62 ± 43.65 28.37-288.30
G. paganellus	426.81 ± 65.30 237.19-576.76	481.45 ± 69.26 273.94-708.47	41.68 ± 5.14 30.95-59.44	234.38 ± 195.76 13.23-1211.1

Conclusioni – I valori di intensità di infestazione media evidenziano una differenza altamente significativa ($p<0.001$) indicando in *G. niger* e *G. paganellus* le specie parassitate dal maggior numero di metacercarie/ospite. La tossicologia mostra una maggiore contaminazione negli esemplari di *G. niger* pescati entro porto (a livello di fegato e muscolo) e in quelli di *G. paganellus* pescati fuori porto (solo nel muscolo). Per queste due specie sembra emergere un parallelismo tra bioaccumulo di mercurio e valori di intensità d'infestazione delle metacercarie reperite, presumibilmente in correlazione alle attitudini trofiche e biologiche di questi Gobiidae.

Bibliografia

JUREŠA D., BLANUŠA M. (2003) - Mercury, arsenic, lead and cadmium in fish and shellfish from the Adriatic Sea. *Food Additives & Contaminants,* **20** (3): 241-246.

KHAN R.A., THULIN J. (1991) - Influence of pollution on parasites of aquatic animals. *Adv Parasitol.*, **30**: 201-238.

PEARSON J.C., PREVOT G. (1971) – *Galactosomum timondavidi* sp. n. (Trematoda, Heterophydae) from *Larus argentatus*, with a note on the metacercaria. *J. Parasitol.*, **57**: 1227-1230.

STOSSICH M. (1898) – Saggio di una fauna elmintologica di Trieste e province contermini. Programma della civica Scuola R. Sup., Stab. Artistico Tipografico Caprin, Trieste: 162 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 336-337

F. Azzaro, F. Raffa, A. Marini, P. Rinelli

Istituto Ambiente Marino Costiero (IAMC) – Talassografico-CNR,
Spianata S. Raineri, 86 – 98122 Messina, Italia.
filippo.azzaro@iamc.cnr.it

CARATTERISTICHE IDROBIOLOGICHE DEL GOLFO DI GIOIA (TIRRENO SUD ORIENTALE): ESTATE 2005

HYDROBIOLOGICAL CHARACTERISTICS 0F THE GULF OF GIOIA (SOUTHEASTERN TYRRHENIAN SEA): SUMMER 2005

Abstract *- Hydrobiological characteristics of the Gulf of Gioia were studied in 0-150 m layer. Thermohaline vertical structure showed the presence of at least three water masses: 0-10 m TSW; 10-70 m TIW; 70-150 m LIW. For chlorophyll distribution, between 25 and 60 m, there is a layer of high biomass concentration and nutrients-rich water of Jonic origin upwelled by pulsations through the Messina Straits.*

Key-words: *hydrology, nutrients, chlorophyll* a*, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione - In questo lavoro sono presentati i risultati di una campagna oceanografica eseguita nel Tirreno Sud Orientale, nell'ambito di un programma multidisciplinare finanziato dalla Regione Calabria (POR-SFOP). Nello strato eufotico delle acque del Golfo di Gioia sono state esaminate le distribuzioni verticali dei nutrienti (NH_4, NO_2, NO_3, PO_4) e della fluorescenza in rapporto alle caratteristiche idrologiche. Il Tirreno Sud Orientale è un'area tipicamente oligotrofica e poco studiata dal punto di vista chimico e biologico (Carrada *et al.*, 1990; Povero *et al.,* 1998; Azzaro *et al.,* 2003).

Materiali e metodi - I rilevamenti sono stati effettuati con la MN/R Coopernaut-Franca dall'8 al 13 luglio 2005. I dati riportati in questo lavoro riguardano il Golfo di Gioia Tauro che è stato investigato con il posizionamento di 3 transetti costa-largo (Tr.1 in prossimità di Scilla, Tr.2 vicino il Fiume Mesima e Tr.3 a nord in prossimità di Capo Vaticano), composti ognuno da tre stazioni posizionate sulle batimetrie dei 50, 100 e 150 m. Nelle stazioni esaminate, la misura dei parametri fisico-chimici è stata effettuata utilizzando una sonda multiparametrica SBE911*plus*, corredata da un fluorimetro Seatech/Wetlabs FLF. Nelle stazioni sono stati effettuati campionamenti d'acqua utilizzando una "rosette" munita di bottiglie tipo Niskin (10 l). Le quote di campionamento sono state prevalentemente: 5, 20, 50, ~70, ~100 e 150. Le analisi dei nutrienti sono state effettuate secondo le metodiche descritte da Strickland e Parsons (1972) e di Aminot e Chaussepied (1983).

Risultati - L'analisi della Temperatura e della Salinità presenta, nello strato superficiale (0-10 m), valori medi di 24.8±0.5 °C e 37.97±0.04 che caratterizzano l'acqua tirrenica superficiale (TSW: Tyrrhenian Surface Water) derivata dalle modificazioni dell'acqua atlantica. Nello strato tra 10 e 30 m è presente il termoclino (18.07±2.73 °C), mentre la salinità aumenta in modo graduale con la profondità (38.18±0.16). Al di sotto dello strato superficiale è già presente la TIW (Tyrrhenian Intermediate Water), che in tale bacino è sospinta a quote minori dalla intromissione delle acque ioniche che risalgono lo Stretto di Messina e penetrano nel Tirreno (Innamorati *et al*., 1996). Al di sotto dei 70 m e fino ai 200 m è presente la LIW (Levantine Intermediate Water), con temperatura e salinità che al fondo raggiungono i valori di 14.23 °C e 38.64. Dai transetti presi in esame, intorno ai 50 metri da nord a sud del golfo si osserva un incremento della salinità da 38.0 a 38.4 e un decremento della temperatura da 17.2 a 15.7 °C.

Per il composto azotato ammoniacale le concentrazioni più elevate sono state determinate nello strato superficiale (5-20 m) e principalmente nella stazione più esterna del transetto centrale (max 13 μM), mentre i valori più bassi sono stati determinati nel transetto a sud (1.52±2.39 μM). L'azoto nitroso ha valori medi di 0.17±0.08 μM con concentrazioni che sono comprese tra prossime allo zero in superficie e massime alle quote comprese tra 50 e 100 metri (~0.25 μM). I valori dell'azoto nitrico hanno mostrato un gradiente positivo costa-largo (~0.4-2.0 μM) e verso il fondo (~2.5 μM), tranne nel transetto a nord in cui i valori più alti sono stati determinati nella stazione sotto costa (Max 2.7 μM, 25 m). Per gli ortofosfati si riscontra, una distribuzione lungo la colonna d'acqua quasi uniforme (0.46±0.21), con incrementi delle concentrazioni alle quote dei 50-70 metri (~0.6 μM), fa eccezione il transetto a nord in cui i valori diminuiscono (>0.3 μM) alle quote sopra menzionate.

La biomassa fitoplanctonica nell'area studiata è risultata alta (0.17±0.1 mg/m^3) rispetto alle condizioni tipicamente oligotrofiche del Mar Tirreno nel periodo estivo (Della Croce, 2000). L'addensamento massimo di fitoplancton è stato misurato nello strato compreso tra i 25 e i 60 m e in particolare nel transetto centrale (max 0.4 mg/m^3 di clorofilla *a*).

Conclusioni – Dai risultati ottenuti è possibile evidenziare che nel Golfo di Gioia i parametri idrologici, nella stagione estiva, sono influenzati sia dagli apporti laterali che da quelli costieri. Questi ultimi sono evidenziati dalle acque a salinità più basse e dalla presenza di azoto ammoniacale, mentre la presenza di salinità più alte e di nitrati è dovuta ai fenomeni di upwelling che si generano nello Stretto di Messina.

La distribuzione spaziale della biomassa fitoplanctonica nel Golfo di Gioia non è strettamente correlata alle variazioni delle caratteristiche idrologiche, poiché si trova al disotto del termoclino, mentre sembra in relazione all'equilibrio tra la quantità di luce e la disponibilità dell'azoto nitrico che alla quota dei 40-60 m è al di sopra dell'unità.

Bibliografia

AMINOT A., CHAUSSEPIED M. (1983) - Manuel des analyses chimiques en milieu marin. *Centre National pour l'Exploration des Oceans*: 1-395.

AZZARO F., DECEMBRINI F., RAFFA F., GRECO S. (2003) - Caratteristiche idrobiologiche dello strato eufotico nel Tirreno Sud Orientale: primavera 2001. *Biol. Mar. Medit.*, **10** (2): 631-635.

CARRADA G.C., RIBERA D'ALCALÀ M., SAGGIOMO V. (1990) - The pelagic System of the Southern Tyrrhenian Sea. Some considerations and working hypotheses. *Atti 11° Cong. A.I.O.L.*: 151-166.

DELLA CROCE N. (2000) – Il Mar Tirreno. *Atti 13° Congr. A.I.O.L.*: 363-378.

INNAMORATI M., MASSI L., NUCCIO C. (1996) – Indipendenza delle cenosi fitoplanctoniche dalle masse d'acqua circostanti le isole Eolie. *Atti 11° Congr. A.I.O.L.*: 645-654.

POVERO P., MISIC C., ACCONERO A., FABIANO M. (1998) – Distribuzione e caratterizzazione biochimica della sostanza organica particellata nelle acque del tirreno Sud Orientale. *Atti 12° Cong. A.I.O.L.*: 227-237.

STRICKLAND J.F.H., PARSON T.R. (1972) - A pratical handbook of seawater analisys. *Bull. Fish. Res. Ed. Can.*, **167**: 1-311.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 338-339

E. Beccornia, M. Relini, G. Palandri, G. Relini

Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale, Dip.Te.Ris., Università di Genova,
Corso Europa, 26 – 16132 Genova, Italia.
ebeccornia@msn.com

UNA BARRIERA ARTIFICIALE PER IL RIPOPOLAMENTO ITTICO A SANREMO

AN ARTIFICIAL REEF FOR FISH RESTOCKING AT SANREMO

Abstract *– An artificial reef (AR) was built at Sanremo in 2004 at 20-25 m depth. The main aims are to protect and restore a* Posidonia oceanica *bed, to improve benthos, fishes biodiversity and to increase (qualitatively and quantitatively) coastal fish population. Preliminary results have shown a development of fish community similar to that of other ARs of the Ligurian Sea. The 8 species of 2004 increased to 22 recorded during 2006.*

Key-words: *artificial reef, fish fauna, macrobenthos, visual census, Ligurian Sea.*

Introduzione – I positivi risultati ottenuti a Loano (Relini *et al.,* 1995; Palandri *et al.,* 2006) hanno convinto prima l'amministrazione comunale d'Alassio (Relini *et al*., 2006) e poi quella di Sanremo ad utilizzare i propri fondi per la costruzione di barriere artificiali nel tratto di mare antistante il loro territorio comunale. Lo scopo prioritario è quello di proteggere le biocenosi costiere sensibili ed in particolare il Posidonieto dall'attività dello strascico illegale e di contribuire al ripopolamento ittico di ambiente roccioso. L'amministrazione comunale di Sanremo ha promosso nel 1991 un'iniziativa rivolta al ripopolamento ittico del mare antistante il proprio litorale. L'incarico di predisporre un progetto di barriera artificiale, per la parte ecologica e di svolgere alcune analisi preliminari sulla tipologia dei fondali venne affidato dal Comune ai Laboratori di Biologia Marina ed Ecologia Animale, Università di Genova. Quindi il comune ha finanziato la costruzione.

Scopo della presente nota è quello di fornire alcuni dati preliminari sul popolamento ittico censito tra il 2004 e 2006.

Materiali e metodi – La costruzione della prima parte della barriera artificiale di Sanremo (BA-SR) è terminata nel 2004. Lungo la batimetrica dei 20-25 m sono state individuate due aree per l'immersione dei manufatti: area "A", nei pressi di Portosole Sanremo ed area "B", nei pressi di Pian di Poma. Nella prima sono stati disposti 9 massi singoli piramidali alti 295 cm, mentre nell'area "B" sono stati disposti 20 massi singoli piramidali e 2 nodi costituiti ciascuno di 4 agglomerati di 5 blocchi cubici da 250 cm di lato. Per impedire lo sprofondamento e/o il crollo delle piramidi è stato posto un basamento in scapolame (tout-venant) alto 50 cm.

Dal 2004 vengono condotti rilevamenti stagionali sui processi di colonizzazione bentonica dei substrati e sui popolamenti ittici. Per questi ultimi la metodica utilizzata è quella del visual census (Palandri *et al.*, 2006). La zona di rilevamento comprende le quattro piramidi dell'area B.

Risultati - I censimenti condotti nei tre anni d'indagine hanno mostrato un incremento nel tempo del numero di specie. Da un valore decisamente basso nel 2004, solamente 8 specie, negli anni seguenti il numero è cresciuto rapidamente, 10 specie nel 2005 e 22 nel 2006.

Osservando l'evoluzione della composizione del popolamento ittico nei tre anni di studio appare anche evidente una cresciuta complessità del popolamento. Mentre durante il 2004 le specie predominanti erano due *Chromis chromis* (Linnaeus, 1758)

e *Coris julis* (Linnaeus, 1758), nel 2005 si sono aggiunte *Diplodus vulgaris* (E. Geoffroy St. Hilaire, 1817) e *Symphodus tinca* (Linnaeus, 1758). Nell'autunno del 2006 la specie *Spicara smaris* (Linnaeus, 1758) è stata censita con un numero di effettivi molto alto. Probabilmente, come già accaduto su altre barriere, questa specie, potrebbe aver scelto i fondali circostanti la barriera di Sanremo come nursery. Nel 2006 escludendo la specie *S. smaris*, poiché caratterizzata da fluttuazioni stagionali molto forti, è stato osservato un popolamento sempre più ricco ed equilibrato. Le specie più rappresentate sono: *C. chromis*, *C. julis*, *D. vulgaris*, *Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758) e *Spondyliosoma cantharus* (Linnaeus, 1758). Alle specie pioniere, osservate nel 2004 e 2005, caratteristiche di ambienti "giovani", sono seguite nuove specie, anche rare e di pregio come: *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834), *Phycis phycis* (Linnaeus, 1766) e *Scorpaena scrofa* Linnaeus, 1758.

Conclusioni - Confrontando i censimenti della barriera di Sanremo con quelli da noi effettuati su altre barriere artificiali liguri (Loano, Alassio e Lavagna), possiamo descrivere uno stato ancora immaturo della barriera, ma in perfetta armonia con i tempi trascorsi dall'immersione. Il numero di specie censite nel 2006 sulla barriera di Sanremo risulta superiore a quello censito su quelle di Loano e Lavagna durante il terzo anno dall'affondamento e inferiore a quello registrato sulla barriera di Alassio. Il numero elevato di taxa censito in quest'ultima barriera è probabilmente dovuto alla ricca copertura vegetale (alghe e Posidonia) caratterizzante i fondali circostanti la barriera artificiale. A Sanremo il processo di colonizzazione da parte di nuove specie ittiche è ancora in corso pur essendo i fondali circostanti la barriera artificiale di Sanremo caratterizzati dalla presenza di una discreta prateria di *Posidonia oceanica* con la quale esiste un interscambio.

Vi sono quindi tutte le premesse se non avverranno cambiamenti nelle caratteristiche ambientali, che il popolamento ittico evolva verso una maggiore complessità e stabilità anche in relazione ai possibili apporti provenienti dai fondali rocciosi non lontani: Capo Nero e Capo Verde.

Le famiglie più rappresentate sono quelle dei Labridi e degli Sparidi. Dalla letteratura (Harmelin, 1987, Tunesi e Molinari, 2005) e da censimenti condotti in ambienti naturali è stato dimostrato che queste famiglie sono caratteristiche d'ambienti rocciosi naturali. Pertanto si può concludere che, a soli tre anni dall'immersione, la barriera artificiale di Sanremo è già in grado di simulare qualitativamente un ambiente roccioso naturale.

Bibliografia

HARMELIN J.G. (1987) – Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc national de Port-Cros, France). *Mar. Ecol.,* **8** (3): 263-284.

PALANDRI G., BECCORNIA E., RELINI M., RELINI G. (2006) – Sedici anni di osservazioni sui pesci della barriera artificiale di Loano. *Biol. Mar. Medit.*, **13** (1): 132-140.

RELINI G., RELINI M., PALANDRI G., MERELLO S., BECCORNIA E. (2007) – History, ecology and trends for artificial reefs of the Ligurian sea, Italy. *Hydrobiologia,* **580**: 193-217.

RELINI G., RELINI M., TORCHIA G. (1995) - La barriera artificiale di Loano. *Biol. Mar. Medit.*, **2** (1): 21-64.

TUNESI L., MOLINARI A. (2005) - Species richness and biogeographic outlines of the fish assemblage of the Portofino marine protected area (Ligurian Sea). *Biol. Mar. Medit.,* **12** (1): 116-123.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 340-341

S. Canese, M. Giusti, E. Salvati, M. Angiolillo, A. Cardinali,
F. Fabroni, M. Celia Magno, S. Greco

ICRAM - Istituto Centrale per La Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
s.canese@icram.org

NOTE PRELIMINARI SULLA PRESENZA E DENSITÀ DI *HIPPOCAMPUS HIPPOCAMPUS* NELLA BAIA DI SOVERATO, CALABRIA IONICA

PRELIMNARY NOTE ON PRESENCE AND DENSITY OF HIPPOCAMPUS HIPPOCAMPUS *IN THE SOVERATO BAY, CALABRIA IONICA*

Abstract *– In this paper we describe a locally well known population of seahorses presents in the coastal area near the small town of Soverato and characterize the area from a bathimetric and geomorpholgy point of view. We also provide an estimation of seahorses density, obtained through an underwater line transect survey. The density calculated with the software Distance 5.0 results in 0,006±0,003 ind/m².*

Key-words: *seahorse, line transect, diving surveys.*

Introduzione – I cavallucci marini *Hippocampus hippocampus* (Linnaeus, 1758) e *Hippocampus guttulatus* Cuvier 1829, sono le uniche due specie di Syngnathidae della subfamiglia Hippocampinae, presenti nei mari italiani. Queste due specie, protette sia a livello nazionale che internazionale, sono, come tutti gli altri signatidi, particolarmente vulnerabili a causa dei tratti particolari del loro ciclo vitale e della loro distribuzione frammentata (Vincent, 1996). Questo studio mette in evidenza la presenza di una popolazione di cavallucci marini, ben conosciuta a livello locale (Palladino, 2003), in una zona costiera del Mar Ionio. Questo sito viene qui caratterizzato dal punto di vista batimetrico geomorfologico e viene proposta una stima della densità di *H. hippocampus* effettuata con il metodo del transetto lineare (Buckland *et al*., 2001).

Materiali e metodi - L'area di studio è stata mappata, utilizzando un ecoscandaglio single beam interfacciato con un GPS, fino alla distanza di 250 metri dalla costa. I dati della linea di costa e i rilievi batimetrici sono stati elaborati con il software ArcInfo 9.1 della ESRI per produrre una cartografia batimetrica referenziata. Alle profondità di 4 e 7 metri sono stati raccolti rispettivamente 3 campioni di sedimento per valutare la componente granulometrica dell'area. La presenza dei cavallucci marini è stata verificata in 5 immersioni *ad libitum* dalla spiaggia fino alla profondità di 30 metri. In base ai rilievi batimetrici è stata scelta un' area dove effettuare il survey con caratteristiche omogenee per quello che riguarda tipologia, pendenza del fondale e presenza dei cavallucci. L'area scelta ha un'estensione di 35200 metri quadrati e una profondità compresa fra 4 e 10 metri. Al fine di calcolare la stima di densità di *Hippocampus,* il 28/09/06 è stato effettuato un survey secondo il metodo del transetto lineare (Buckland *et al*., 2001). Il campionamento è stato effettuato lungo 3 transetti della lunghezza di 220 m, distanti circa 20 m l'uno dall'altro e paralleli alla linea di costa. I tre transetti sono stati percorsi contemporaneamente da tre subacquei annotando per ogni avvistamento la specie, il numero e la distanza perpendicolare rispetto al transetto. I dati raccolti sono stati inseriti nel software Distance 5 (Thomas *et al*., 2005) per ottenere le stime di densità.

Risultati - Il fondale antistante la spiaggia di Soverato si presenta sabbioso con pendenza media 2% con sabbia prevalentemente granitica di granulometria media di

2 millimetri, il gradiente batimetrico è molto basso fino alla profondità di 10 metri. Da qui la pendenza del fondo aumenta in maniera significativa fino a raggiungere i 50 metri di profondità a circa 250 metri dalla costa. Le immersioni preliminari hanno confermato la presenza sia di *H. hippocampus* che di *H. guttulatus*. Delle due la prima è nettamente più abbondante con un totale di 30 individui osservati, mentre della seconda specie ne sono stati individuati solo 2. Il survey condotto con il metodo del transetto lineare ha prodotto i seguenti risultati: percorrendo i 3 transetti, ciascuno in 20 minuti, sono stati avvistati 28 esemplari di *H. hippocampus.* La stima di abbondanza, calcolata tramite Distance, che ha utilizzato come *detection function* g(y) il modello di distribuzione uniforme, scelto rispetto agli altri in base al criterio di Akaike (Akaike, 1985), è risultata essere di 0,006±0.003 ind/m^2.

Conclusioni – I cavallucci marini (genere *Hippocampus*) nelle regioni temperate sono tipicamente associati a praterie di fanerogame (Foster e Vincent, 2004) dove possono trovare protezione e abbondanza di cibo. Tuttavia, alcuni autori suggeriscono che alcune specie possano esplorare anche substrati sabbiosi lontano da potenziali punti di aggancio, utilizzando differenti strategie alimentari nelle aree con vegetazione e nelle aree che ne sono prive (Curtis e Vincent, 2005). I dati di questo studio sono in accordo con gli autori che descrivono la preferenza di *H. hippocampus* per habitat a bassa complessità (es. siti a basso numero di specie con prevalenza di fondali sabbiosi) sottoposte a una forte influenza dell'oceano, rispetto a *H. guttulatus* presente maggiormente nelle praterie di fanerogame (Curtis e Vincent, 2005). La densità di 0,006±0.003 ind/m^2 rilevata in questo studio è in linea con i valori massimi di abbondanza (0,007 ind/m^2) presenti in una laguna ad alta produttività del sud del Portogallo (Curtis e Vincent, 2005). In Italia stime di densità sono presenti per *H. hippocampus* in laguna Veneta con valori decisamente minori (0,0001 ind/m^2) (Franco *et al.,* 2006).

Bibliografia

AKAIKE H. (1985) - Prediction and entropy. In: Atkinson A.C., Fienberg S.E. (eds), *A celebration of statistics.* Springer-Verlag, Berlin: 1-24.

BUCKLAND S.T., ANDERSON D.R., BURNHAM K.P., LAAKE J.L., BORCHERS D.L., THOMAS L. (2001) - *Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations.* Oxford University Press, London.

CURTIS J.M.R., VINCENT A.C.J. (2005) - Distribution of sympatric seahorse species along a gradient of habitat complexity in a seagrass-dominated community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **291**: 81-91.

FOSTER S., VINCENT A.C.J. (2004) - The life history and ecology of seahorses, *Hippocampus* spp.: implications for conservation and management. *J. Fish. Biol.,* **65**: 1-61.

FRANCO A., FRANTOI P., MALAVASI S., RICCATO F., TORRICELLI P. (2006) - Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science,* **66**: 67-83.

PALLADINO P. (2003) - *Soverato la baia dell'Ippocampo*. Città di Calabria Edizioni, Catanzaro: 110 pp.

THOMAS L., LAAKE J.L., STRINDBERG S., MARQUES F.F.C., BUCKLAND S.T., BORCHERS D.L., ANDERSON D.R., BURNHAM K.P., HEDLEY S.L., POLLARD J.H., BISHOP J.R.B., MARQUES T.A. (2005) - Distance 5.0. Release "5". Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/

VINCENT A.C.J. (1996) - *The International Trade in Seahorses*. Traffic International, Cambridge, UK: 163 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 342-343

F.L. Cinelli, F. Boccalaro[1], M. Burgassi[2], F. Rende[2],
F. Cinelli, L. Piazzi, M. Zanella[3]

Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Via A. Volta, 6 – 56121 Pisa, Italia.
f.cinelli@biologia.unipi.it
[1]AIPIN - Associazione Italiana Per l'Ingegneria Naturalistica
[2]ICRAM - Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare, Roma, Italia.
[3]Coastal Protection Systems (Gruppo Maccaferri), Bologna, Italia.

UTILIZZO SPERIMENTALE IN MARE DI SISTEMI TECNICI GIÀ IMPIEGATI DALL'INGEGNERIA NATURALISTICA TERRESTRE

THE EXPERIMENTAL USE IN THE SEA OF TERRESTRIAL BIOENGINEERING TECHNICAL SYSTEMS

Abstract *– A pilot experiment of the utilisation of bioengineering materials, still in progress, was conducted in the area of Cavo Elba Island. The chosen materials are normally used in terrestrial bioengineering to restore fresh-water river banks and slopes.*

Key-words- *seagrass, restoration, transplantation,* Posidonia oceanica.

Introduzione – L'Ingegneria Naturalistica è una disciplina tecnica che utilizza piante vive negli interventi antierosivi e di consolidamento, in genere in abbinamento con materiali di varia natura come legno, terra, roccia, geotessili, reti zincate ecc. (Boccalaro, 2006). I materiali e le metodologie utilizzate sono state ampiamente sperimentate in ambiente terrestre, mentre le applicazioni marine sono fino ad adesso ancora praticamente inesplorate. Con la presente sperimentazione, ancora in corso, si intende testare la resistenza alle condizioni subacquee di alcune tipologie di materiali impiegati dall'Ingegneria Naturalistica terrestre e mettere a punto una metodologia per il rinverdimento dei fondali, utilizzando fanerogame marine ed in particolare *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Questa pianta ha registrato infatti, negli ultimi decenni, una considerevole regressione, in particolare in vicinanza di grandi centri urbani, industriali e portuali (Peirano e Bianchi, 1995).

Materiali e metodi – I vari tipi di materiale, alcuni dei quali totalmente biodegradabili sono stati posizionati nel mese di ottobre 2006 ad una profondità di circa 7 m nella località di Cavo, Isola d'Elba. Il materiale non biodegradabile è costituito da 3 riquadri di "Macmat R", con geostuoia tridimensionale e rete metallica a doppia torsione (1 m × 1 m) e da 3 materassi tipo "Reno", (1 m × 1 m × 0,23 m), rivestiti alla base e sui lati con geotessuto e muniti di coperchi "Macmat R". Infine, per testare la resistenza in acqua di un materiale completamente biodegradabile, sono state utilizzate 4 biostuoie in fibra di agave a trama fitta, di cui 2 rinforzate con rete metallica a doppia torsione, e 2 prive di rinforzi. Su ogni struttura, sono state posizionate 20 talee di *P. oceanica*, delle quali, quelle inserite sulle stuoie, sono state fissate singolarmente con filo monotubolare in PVC utilizzato nella pratica del giardinaggio. Lo scopo comunque della sperimentazione, almeno in questa fase, è stato quello di verificare la resistenza e la compatibilità dei sistemi tecnici piuttosto che valutare la sopravvivenza degli impianti di Posidonia.

Risultati – Successivamente al posizionamento dei materiali sono stati effettuati una serie di controlli, per rilevare lo stato di conservazione dei materiali e la stabilità delle strutture alle variazioni delle condizioni meteo-marine. Nel primo controllo effettuato circa un mese dopo il posizionamento è stato rilevato un ottimo stato di conservazione di tutti materiali, in particolare il riquadro in "Macmat R" posizionato sulla

scarpata di matte morta, presentava già una completa integrazione con l'ambiente bentonico grazie alla crescita, all'interno della struttura tridimensionale che costituisce il "Macmat R", delle alghe bentoniche già presenti sulla matte morta, la cui componente più abbondante è risultata *Caulerpa prolifera* (Forsskal) Lamouroux. In questo controllo è risultata evidente anche la buona condizione delle talee impiantate. I successivi controlli sono stati effettuati alcuni mesi dopo (febbraio 2007) dopo il verificarsi di alcune forti mareggiate che hanno interessato tutta l'area; in questo caso le strutture presentavano ancora un ottimo stato di conservazione e gli ancoraggi dei materiali si sono dimostrati efficaci, mentre una parte delle talee inserite sui materassi "Reno" e nei riquadri "Macmat R" è stata rimossa dal forte idrodinamismo. Le biostuoie in agave, nonostante la forte turbolenza creatasi sul fondo, evidenziata dallo spostamento della sabbia circostante che ha formato ampi "ripple marks", presentavano un ottimo stato di conservazione. Nel complesso le strutture utilizzate si sono rilevate adatte all'uso in mare, grazie alla loro capacità di resistenza alle condizioni meteo marine avverse e alla corrosione marina, caratteristiche che le rendono degli ottimi ancoraggi per le operazioni di reimpianto con talee di fanerogame marine. In particolare, l'uso dei quadrati in "Macmat R" si dimostra particolarmente adatto per i reimpianti su matte morta in presenza di altre macroalghe o fanerogame marine grazie alla struttura a nido d'ape del materiale, che permette la crescita delle macrofite all'interno della struttura stessa, aumentando così la sua stabilità e l'integrazione con l'ambiente bentonico; per i reimpianti su substrato sabbioso sembra invece da preferirsi l'uso del materasso in "Macmat R", grazie alla sua elevata stabilità, dovuta al riempimento con sabbia, che elimina la necessità di ancoraggio. Infine l'utilizzo delle biostuoie in agave è da preferire per le attività di reimpianto da svolgere in aree di particolare pregio naturalistico, laddove il collocamento in mare di materiali non biodegradabili è sconsigliabile al fine di evitare ogni possibile impatto sull'ambiente marino.

Conclusioni - I risultati preliminari sembrerebbero indicare che i materiali scelti possano essere utilizzati vantaggiosamente in interventi di riforestazione con *Posidonia oceanica* ed altre fanerogame marine, grazie all'elevata stabilità e resistenza ai fenomeni idrodinamici, alla semplicità di assemblaggio e posizionamento in mare, alla possibilità di preconfezionamento a terra e ai contenuti costi di realizzazione. In particolare sembra particolarmente felice la scelta dell'utilizzo del riquadro in "Macmat R" su matte morta in presenza di altre macrofite. La biostuoia in agave pur essendo un materiale biodegradabile, mostra una resistenza in ambiente marino di diversi mesi, che la rendono utilizzabile in mare per operazioni di reimpianto La sperimentazione condotta evidenzia invece la necessità di una variazione alla metodologia di montaggio e fissaggio delle talee sui materassi "Reno". I risultati preliminari alla sperimentazione suggeriscono inoltre una variazione alla metodologia di montaggio delle strutture dei materassi: le talee di *P. oceanica* dovrebbero essere inserite nel coperchio della struttura prima del montaggio finale e del riempimento con sabbia del materasso, al fine di integrare i rizomi con il sedimento e stabilizzare le talee evitando che l'elevato idrodinamismo del moto ondoso le rimuova.

Ringraziamenti - Si ringrazia la Coastal Protection Systems per aver gentilmente fornito gratuitamente tutti i materiali utilizzati in questa sperimentazione.

Bibliografia

BOCCALARO F. (2006) – *Difesa del territorio e ingegneria naturalistica*. Dario Flaccovio Editore: 575 pp.

PEIRANO A., BIANCHI N.C. (1995) - Decline of the seagrass *Posidonia oceanica* in response to environmental disturbance: a simulation like approach off Liguria (NW Mediterranean Sea). *Proc. 30th European Marine Biological Symposium*, Southampton: 87-95.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 344-345

B. Cristo, S. Caronni[1], A. Floris[2]

Istituto di Scienze Naturali e Biologia Marina, Via Vulcano, 44 - 07026 Olbia (SS), Italia.
bencris@aliceposta.it
[1]Dip. di Ecologia del Territorio, Sezione di Ecologia, Univ. di Pavia,
Via S. Epifanio, 14 - 27100 Pavia, Italia.
[2]Dip. di Zoologia ed Antropologia Biologica, Univ. di Sassari,
C.so Regina Margherita, 15 - 07100 Sassari, Italia.

OSSERVAZIONI SU *PATELLA FERRUGINEA* GMELIN 1791 (MOLLUSCA, GASTROPODA) NEL GOLFO DI OLBIA

OBSERVATIONS ON LIMPET PATELLA FERRUGINEA *GMELIN 1791 (MOLLUSCA, GASTROPODA) IN THE GULF OF OLBIA*

Abstract *– A population of the endangered gastropod limpet* Patella ferruginea *from a site within the Gulf of Olbia (Sardinia, Italy) was monitored in 2003 and 2007, by counting individuals and measuring their shell length. The observed reduction of largest classes was probably due to the increased harvesting pressure determined by the facilitation of the human access to the study site.*

Key-words: Patella ferruginea*, Gastropoda, Sardinia.*

Introduzione – *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 è uno dei più grandi gasteropodi marini viventi lungo il litorale roccioso del Mediterraneo. Quasi estinta sui litorali orientali del bacino, attualmente presenta un'areale di distribuzione ridotto a piccoli tratti costieri della Sardegna, della Corsica, della Spagna e del nord Africa. La specie, raggiunge la maturità sessuale dopo circa due anni di vita, assumendo sesso maschile dai 20/25 mm di lunghezza. In seguito quando raggiunge i 40 mm, le gonadi assumono struttura femminile. Le cause della regressione, si presume siano soprattutto da ricercarsi nella predazione umana, in quanto il mollusco, oltre a risultare commestibile, raggiunge con la bella conchiglia dimensioni rimarchevoli (oltre 10 cm). Questo lavoro propone nuovi contributi relativi la presenza e la predazione di questo mollusco nel Golfo di Olbia in Sardegna.

Materiali e metodi – Nel marzo del 2003 e successivamente nel marzo del 2007 è stata rilevata la presenza e la distribuzione di *P. ferruginea* in un'area limitata all'interno del Golfo di Olbia. L'area di studio è stata distinta nella porzione costiera a partire dall'estremo meridionale di Cala Saccaia, per terminare all'estremo meridionale della spiaggia di Pittulongu, per un'estensione di Km 3,00 circa. Il campionamento è stato condotto tramite il conteggio degli esemplari rinvenuti e l'utilizzo di un calibro che ha consentito il rilevamento della lunghezza e della larghezza degli stessi.

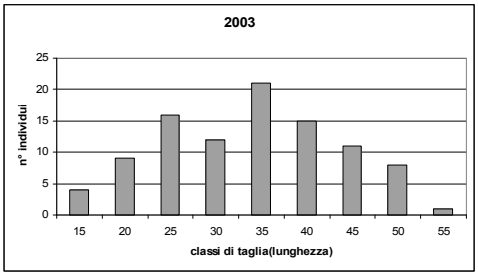


Fig. 1 - Biometrie degli individui (lunghezza). *The individuals' (width).*

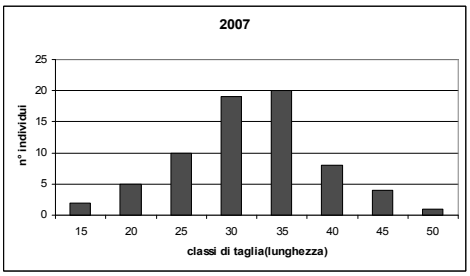


Fig. 2 - Biometrie degli individui (lunghezza). *The individuals' (width).*

Risultati – Nel 2003, lungo l'area di studio sono stati rinvenuti 98 esemplari, che presentano una distribuzione delle classi di taglia abbastanza uniforme (Fig. 1). La ripartizione percentuale tra i sessi è del 65% di maschi e del 22% di femmine. Nel 2007, la situazione è mutata (Fig. 2). Lungo tutta l'area di studio sono stati rinvenuti 69 esemplari. La distribuzione percentuale tra i sessi mostra un 80% di individui di sesso maschile, attestata lungo la porzione costiera prossimale la spiaggia di Pittulongu e il 17% di individui di sesso femminile verso la porzione costiera distale della stessa.

Conclusioni – La differente distribuzione percentuale tra i sessi, relativa le dimensioni degli individui rinvenuti quattro anni dopo, evidenzia le costanti problematiche di questa specie, oggetto di sconsiderato prelievo da parte di turisti e pescatori dilettanti, soprattutto nella componente femminile (>40 mm) più evidente (Laborel-Deguen e Laborel, 1991a; Cristo, 2005). Negli anni successivi al 2003, l'apertura di un sentiero lungo la fascia costiera, che dal porto industriale conduce verso la spiaggia, ha favorito l'accesso, aumentando quindi il numero di potenziali raccoglitori di *Patella ferruginea*. Ciò ha ragionevolmente condizionato le dinamiche della popolazione. La differenza nella distribuzione della sex-ratio, rilevata nella porzione costiera relativa la maggior densità di femmine, suggerisce che i prelievi del mollusco sono stati più rilevanti nella fascia costiera più antropizzata, prossima alla spiaggia (Laborel-Deguen e Laborel, 1991b).

Bibliografia

CRISTO B. (2005) - Osservazioni su *Patella ferruginea* Gmelin 1791 (Mollusca Gastropoda) nel Parco Nazionale dell'Arcipelago della Maddalena. *Biol. Mar. Medit*., **12** (1): 389-390.

LABOREL-DEGUEN F., LABOREL J. (1991a) - Statut de *Patella ferruginea* Gmelin 1791 en Méditerranée. In: Boudouresque C.F., Avon M. & Gravez V. (eds), *Les espèces marines à protéger en Méditerranée.* Gis Posidonie Publishers, Marseille: 91-103.

LABOREL-DEGUEN F., LABOREL J. (1991b) - Nouvelle observations sur la population de *Patella ferruginea* Gmelin 1791 de Corse. In: Boudouresque C.F., Avon M. & Gravez V. (eds), *Les espèces marines à protéger en Méditerranée.* Gis Posidonie Publishers, Marseille: 105-117.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 346-347

C. Tramati, A. Savona, S. Vizzini, A. Mazzola

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Palermo,
Via Archirafi, 18 – 90123 Palermo, Italia.
ctramati@unipa.it

VARIAZIONI SPAZIALI DELLE CONCENTRAZIONI DI METALLI PESANTI NEI SEDIMENTI DI UN'AREA PORTUALE DELLA SICILIA ORIENTALE

SPATIAL VARIATION IN HEAVY METALS IN THE SEDIMENTS OF A PORT IN EASTERN SICILY

Abstract *– The levels of Cd, As, Hg, Cr, Cu, Pb, Ni and Zn and the grain size of sediments collected in the port of Siracusa were measured. Higher levels of most of the metals were found in the inner area of the port compared to those of the central and external areas. The levels of heavy metals were not correlated with grain size, while hydrodynamic regime may play a role in explaining the pattern observed.*

Key-words: *heavy metals, sediment, grain size, port.*

Introduzione – Le aree portuali sono ambienti fortemente antropizzati, caratterizzati da condizioni di basso idrodinamismo che possono favorire processi di accumulo di svariati contaminanti. Le periodiche operazioni di dragaggio, necessarie per mantenere l'agibilità delle aree portuali, possono determinare la movimentazione e la messa in sospensione di sedimenti potenzialmente contaminati (Pequegnet *et al.*, 1991). In questo lavoro sono stati stimati i livelli di metalli pesanti (Cd, As, Hg, Cr, Cu, Pb, Ni e Zn) nel sedimento marino proveniente da tre zone (interna, centrale ed esterna) del Porto Grande di Siracusa, per valutare sia il carico di questi contaminanti sia la loro distribuzione spaziale.

Materiali e metodi – Il campionamento dei sedimenti è stato effettuato mediante la tecnica del carotaggio. Per ogni zona (interna, centrale ed esterna) del Porto Grande di Siracusa, sono state prelevate 5 carote. La determinazione dei metalli è stata condotta sul sedimento superficiale (primi 20 cm) seguendo il protocollo dei metodi US EPA 3052/96 (*hotplate digestion technique*) e US EPA 6010B/36. Il controllo analitico è stato effettuato mediante mineralizzazione di materiale certificato (*Marine Sediment, National Research Council of Canada*). L'analisi delle caratteristiche granulometriche è stata condotta secondo il metodo ICRAM 2001/2003. Tutte le analisi sono state effettuate in triplice replica. I dati sono stati elaborati mediante analisi multivariate.

Risultati – L'analisi granulometrica ha rilevato, per tutte le zone campionate, una prevalenza della tessitura fine (<63 mm), con una percentuale maggiore di *silt* (56.86%) e argilla (35.42%) rispetto alla sabbia (6.21%) e alla ghiaia (1.51%). All'interno del Porto Grande di Siracusa è stato riscontrato un progressivo incremento della concentrazione dei metalli pesanti dalla zona più esterna verso quella più interna (Tab. 1). L'ordinamento nMDS ha evidenziato una separazione delle tre zone di campionamento (Fig. 1). Una regressione multipla multivariata (DISTLM; Anderson, 2004) è stata effettuata per verificare la relazione tra le concentrazioni dei metalli e le principali componenti granulometriche (sabbia, silt e argilla). Il test marginale non ha evidenziato relazioni significative ($p>0.05$).

Tab. 1 - Concentrazioni medie (m) dei metalli pesanti nelle tre zone del Porto Grande di Siracusa espressi in mg/kg s.s. e relative deviazioni standard (ds).

Heavy metal concentrations (m: means; ds: standard deviations), expressed as mg/kg s.s., in the three areas of the port of Siracusa.

Zona porto		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	As
Interna	m	0.308	53.712	32.760	20.646	31.893	82.278	0.181	13.839
	ds	0.048	5.901	3.358	1.689	3.974	6.385	0.044	1.312
Centrale	m	0.200	49.930	27.000	19.677	20.025	77.600	0.229	9.904
	ds	0.035	1.665	2.715	0.839	3.524	15.536	0.083	1.851
Esterna	m	0.104	48.943	21.181	17.389	15.064	52.881	0.075	7.985
	ds	0.034	9.267	5.195	3.736	2.883	15.007	0.039	0.760

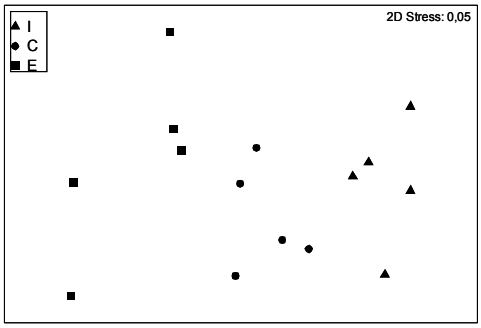


Fig. 1 - Ordinamento nMDS realizzato sulle distanze Euclidee normalizzate delle concentrazioni dei metalli pesanti nelle tre zone del Porto Grande di Siracusa.

nMDS ordination based on normalised Euclidean distances of heavy metal concentrations in the three areas of the port of Siracusa.

Conclusioni – Le maggiori concentrazioni dei metalli sono state riscontrate nella zona interna del Porto Grande di Siracusa a causa di una minore capacità di dispersione del materiale sedimentato ed un maggiore apporto di scarichi cittadini che contengono tali inquinanti. Ciò è in accordo con quanto riportato da Rao e Rao (1997) e da Pellegrini *et al.* (1999). Questi ultimi, in uno studio condotto nell'area portuale di Viareggio hanno, però, riscontrato nella zona interna concentrazioni medie di metalli nettamente maggiori rispetto a quelle ritrovate in questo studio. Inoltre, l'assenza di correlazione tra tessitura del sedimento e concentrazione dei metalli nel Porto Grande di Siracusa, può essere dovuta al fatto che la zona interna, a granulometria intermedia e concentrazioni maggiori di metalli, sia soggetta ad un elevato accumulo a causa della vicinanza al centro urbano.

Bibliografia

ANDERSON M.J. (2004) - DISTLM: Distance-based multivariate analysis for a linear model. Department of Statistics, University of Auckland.

PELLEGRINI D., AUSILI A., ONORATI F., CIUFFA G., GABELLINI M., BIGONGIARI N., DE RANIERI S. (1999) – Characterisation of harbour and coastal sediments: specific destinations of dredged material. *Aquatic Ecos. Health and Man.,* **2**: 455-464.

PEQUEGNET W.E., SMITH D.D., DARNELL R.M., PRESLEY B.J., REID R.O. (1991) – An assessment of the potential impact of dredged material disposal in the open ocean. Technical Report D-**78**-2, *US Army Engineer Waterways experiment station*, Vicksburg: 212 pp.

RAO V.K., RAO N.S. (1997) – Composition of dredged spoils of Indian harbours: Part I – heavy metals. *The Science. of the Total Environment,* **207**: 13-19.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 350-351

P. Belcari, C. Viva, D. Bertolini, S. Mercedi, A. Ligas

Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università di Pisa,
Via Volta, 6 – 56100 Pisa, Italia.
viva@discat.unipi.it

ACCRESCIMENTO DI *TRACHURUS MEDITERRANEUS* (STEINDACHNER, 1868) NEL MAR TIRRENO SETTENTRIONALE

GROWTH OF TRACHURUS MEDITERRANEUS *(STEINDACHNER, 1868) IN THE NORTHERN TYRRHENIAN SEA*

Abstract *– Age and growth of* Trachurus mediterraneus *(Steindachner, 1868) were estimated by means of otolith annual ring analysis. Specimens were collected in the northern Tyrrhenian Sea through trawl surveys and samplings at the auction. Growth of males and females was described by fitting the von Bertalanffy growth curve. No significant growth differences were detected between males and females.*

Key-words: *growth, otolith,* Trachurus mediterraneus*, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione – Il sugarello maggiore, *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868), è una specie molto abbondante nel Mar Tirreno Settentrionale, e rappresenta una risorsa di discreto valore commerciale. Nonostante ciò, ancora scarse sono le conoscenze sulla sua biologia (Nannini *et al.*, 1997), in particolare sugli aspetti relativi all'accrescimento (Karlou-Riga, 2000; Zupa *et al.*, 2006). L'obbiettivo del presente lavoro è la determinazione dell'età e la stima dell'accrescimento di *T. mediterraneus* attraverso l'analisi degli anelli annuali presenti sugli otoliti.

Materiali e metodi – Esemplari di sugarello maggiore sono stati catturati nel corso di campagne di pesca sperimentali e di campionamenti mensili dello sbarcato commerciale svolti nell'ambito del "Programma nazionale raccolta dati alieutici (ex Reg. CE 1543/2000 e 1639/2001). La lunghezza totale (LT) è stata misurata al mezzo cm inferiore; il sesso è stato determinato attraverso l'osservazione macroscopica delle gonadi. Gli otoliti sono stati analizzati interi, utilizzando uno stereomicroscopio collegato ad un software per l'analisi di immagine. Le età sono state stimate secondo la formula proposta da Panfili *et al.* (2002) e convertite in anni. Le curve di crescita secondo il modello di von Bertalanffy sono state stimate utilizzando il pacchetto FiSAT II. Il test basato sull'analisi della somma dei residui quadrati modificata secondo Chen *et al.* (1992) è stato utilizzato per confrontare l'accrescimento di maschi e femmine. La stima del phi-prime (Φ') è stata utilizzata per confrontare i parametri della von Bertalanffy con quelli ottenuti da altri autori.

Risultati – È stata determinata l'età di un campione di 123 maschi di sugarello maggiore, compresi tra 13,0 e 42,0 cm LT. L'età massima osservata è risultata di 7,5 anni. Un totale di 179 esemplari di sesso femminile, compresi tra 13,0 e 41,5 cm LT, è stato analizzato. L'età massima è risultata di 6,8 anni. In Fig. 1 sono mostrate le curve di accrescimento di maschi e femmine. I parametri della curva di von Bertalanffy stimati per i maschi di *T. mediterraneus* sono risultati: L_∞=39,9; k=0,31; t_0= –0,9. Per le femmine sono risultati i seguenti: L_∞=43,5; k=0,26; t_0= –0,9. Il test applicato non ha evidenziato differenze significative nell'accrescimento di maschi e femmine di *T. mediterraneus* ($F_{3,8}$=0,471; P>0,05). Combinando i dati di taglia-età relativi a maschi, femmine ed individui di sesso indeterminato (60 esemplari) sono stati stimati i seguenti parametri della equazione di von Bertalanffy: L_∞=43,7; k=0,26; t_0= –0,9.

Conclusioni – Come già osservato da Karlou-Riga (2000) e Zupa *et al.* (2006), è stato identificato un falso anello precedente al primo anello annuale. L'accrescimento stimato nel Mar Tirreno Settentrionale è risultato piuttosto rapido, in particolare durante il primo anno di vita, al termine del quale il sugarello maggiore raggiungerebbe una taglia di circa 16,0 cm LT. I parametri di crescita stimati con il presente lavoro, comunque, sono in accordo con quelli ottenuti in altre aree del Mediterraneo (Karlou-Riga, 2000; Zupa *et al.*, 2006), come dimostrato dal valore del phi-prime (presente lavoro: Φ'=2,69; Karlou-Riga, 2000: Φ'=2,65; Zupa *et al.*, 2006: Φ'=2,59).

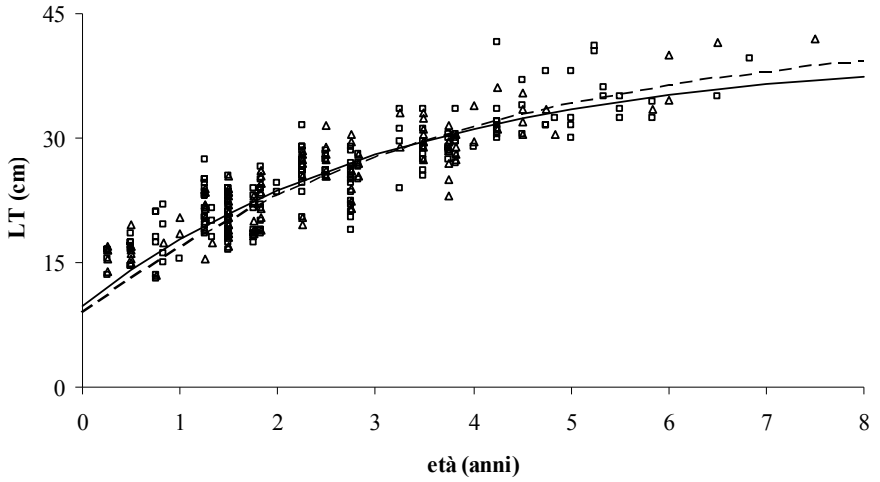


Fig. 1 - Curve di accrescimento di maschi e femmine di *T. mediterraneus* (Δ, □: valori osservati).
Growth curves of males and females of T. mediterraneus *(Δ, □: observed values).*

Bibliografia

CHEN Y., JACKSON D.A., HARVEY H.H. (1992) – A comparison of von Bertalanffy and polynomial functions in modelling fish growth data. *Can. J. Aquat. Fish. Sci.*, **49**: 1228-1235.

KARLOU-RIGA C. (2000) – Otolith morphology and age and growth of *Trachurus mediterraneus* (Steindachner) in the Eastern Mediterranean. *Fish. Res.*, **32**: 69-82.

NANNINI N., SBRANA M., DE RANIERI S. (1997) – Aspetti di biologia di *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758) e *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868) nel Mar Tirreno Settentrionale. *Biol. Mar. Medit*., **4** (1): 561-563.

PANFILI J., DE PONTUAL H., TROADEC H., WRIGHT P.J. (2002) – *Manual of fish sclerochronology*. Ifremer-IRD coedition, Brest: 464 pp.

ZUPA R., SILECCHIA T., CARBONARA P., SPEDICATO M.T. (2006) – Crescita di *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868) nel Tirreno Centro-meridionale. *Biol. Mar. Medit.*, **13** (2): 302-303.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 352-353

M. Corsini, B. Zava*

Hellenic Center for Marine Research-Hydrobiological Station of Rhodes.
Cos Street - 85100 Rhodes, Greece.
mcorsini-foka@hsr-ncmr.gr
*Wilderness studi ambientali, Via Cruillas - 90146 Palermo, Italia.
wildernessbz@hotmail.com

RECENT CAPTURE OF *SQUATINA OCULATA* AND *SQUATINA ACULEATA* FROM DODECANESE ISLANDS (SE AEGEAN SEA, EASTERN MEDITERRANEAN)

RECENTI CATTURE DI SQUATINA OCULATA *E DI* SQUATINA ACULEATA *NEL DODECANNESO (SE EGEO)*

Abstract *– Two species of angelshark* Squatina oculata *and* S. aculeata *are recorded for the first time in the Hellenic waters of the SE Aegean Sea extending information on the distribution of the two species in the eastern Mediterranean Sea.*

Key-words*: Squatinidae,* Squatina oculata*,* Squatina aculeata*, Dodecanese Islands, SE Aegean Sea.*

Introduction - For the Dodecanese islands, SE Aegean Sea, references on Squatinidae go back to Maldura (1938) and Belloc (1948) in relation to the species *Squatina squatina*, while an old stuffed female specimen of *Squatina aculeata*, total length 115 cm, caught at Yalissos bay, Rhodes, during the '60, is exhibited at the Hydrobiological Station of Rhodes. Two specimens of *S. oculata* and *S. aculeata* caught recently at Dodecanese coastal waters are described, providing the first records of the two species from the Hellenic waters of the SE Aegean Sea.

Materials and methods – *Squatina oculata* and *S. aculeata* specimens were identified according to Roux (1984), Bauchot (1987) and Notarbartolo di Sciara (1998). A female of *S. oculata* Bonaparte, 1840 was caught on 23 December 2004, by trawl-net at Trianda Gulf, North-west coast of the island of Rhodes, at 60-80 m depth, on sandy-muddy bottom and rocks. Two males of *S. aculeata* Cuvier, 1829 were caught: the first between Kalymnos and Cos Islands, south Strait of Kalymnos, by local fishermen, on May 2004, at 64 m depth (the specimen was stuffed and stored in a private little collection of fishes in Rhodes), the second one by trawl on 28 March 2006 at Paradisi, NW coast of Rhodes, 65-75 m depth. The following morphometric measurements were carried out: Total length (TL), body width between armpits of pectoral fins (WBP), eye length (LE), interorbital distance (ID), length of pectoral fin base (LPB), pectoral fin length (LP), eye-spiracle space (ES).

Results - Relationships obtained for *S. oculata* specimen (Tab. 1): TL/WBP= 4,97; ID/LE= 3,27; LP/LPB= 2,5; LE/ES= 1,25. Colour in fresh specimen: dorsal surface grey-brown with white spots uniformly distributed on the back, four pairs of white spots on each side of the back, three dark black ocelli on the right side of caudal peduncle and one on the left side. Two large pseudo-ocelli on pectoral fins and various smaller (about 8 on each fin). Dorsal and caudal fins with white margins. Ventral surface white. Lower surfaces with denticles only on front margins of pectoral and ventral fins and down centre of tail. The stomach contained a *Centracanthus cirrus* Rafinesque, 1810 specimen. Relationships obtained for *S. aculeata* specimen (n. 2): TL/WBP=5; ID/LE=4; LP/LPB=1,9; LE/ES=0,9 (see Tab. 1). Large denticles along the median line, from the base of the head until the back of the first dorsal, furthermore

on the snout and among the eyes and the spiracles. Lower surface rugose only at front borders of pectoral and ventral fins and center of tail. Hind tips of pelvic fins exceeding the origin of the first dorsal fin. Color in fresh specimen: brown-grey with dark spots uniformly distributed on the back and on the pectoral and ventral fins, a white spot among the eyes and on the left of the head, two couples of similar white spots on each side of the back. In its stomach content cephalopod beaks of the broadtail squid *Illex coindetii* and *Loligo* sp. and also a specimen of the striped soldier shrimp *Plesionika edwardsii* were identified.

Tab. 1 - Morphometric measurements (cm) and weight (Kg) of *Squatina oculata* and *Squatina aculeata* from Dodecanese islands (r: right; l: left).

Misure morfometriche (cm) e peso (Kg) di Squatina oculata *e* Squatina aculeata *catturate nel Dodecanneso (r: destra; l: sinistra).*

	S. oculata	*S. aculeata*	
Measurements		1	2
Total length (TL)	79,5	143,5	104,5
Body width between armpits of pectoral fins (WBP)	16,0		21,0
Eye length (LE)	1,5 (r)-1,4 (l)	-	2 (r, l)
Interorbital distance (ID)	4,9	-	8,0
Length of pectoral fin base (LPB)	8,8	-	13,2
Pectoral fin length (LP)	22,0	-	25,0
Eye-spiracle space (ES)	1,2	-	2,2
Weight	3,75		8,7

Conclusions - Knowledge on cartilaginous fishes status in the Mediterranean is scarce. For the entire Mediterranean Sea both direct fisheries as well as the by-catch and discard constitute some of the major threats for the elasmobranch species. *S. aculeata* and *S. oculata* are considered species very rare and rare respectively and are regularly discarded in important Greek fishing grounds (Machias *et al.*, 2001). Cartilaginous fish species occurring in the marine area around Rhodes and the Dodecanese Islands are not well known, since the fishery exploitation is mainly performed by local fishermen, using coastal trawling, generally limited up to 50-80 m of depth. The recent records in this marine area of the two species fill a 50 years lack on their occurrence and enrich information on their actual geographical distribution in the eastern Mediterranean. Concerning the diet of the two angelshark specimens in the waters around Rhodes, results showed that *S. oculata* fed mainly on fish, while *S. aculeata* mainly on bottom-living invertebrates like cephalopods and crustaceans, as previously assessed by Roux (1984).

Aknowledgements - We are grateful to Dr. Giambattista Bello who kindly identified the cephalopod species. We also thank Mr. P. Margies and Mr. T. Karaosman who provided the specimens.

References

BAUCHOT M.-L. (1987) - Requins. In: Fischer W., Bauchot M.-L. and Schneider M. (eds), *Fisches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Revision 1). Méditeranée et Mer Noire. Zone de pêche 37. Vértebrés*. FAO, Rome, **2**: 767-885.

BELLOC G. (1948) - Inventory of the fishery resources of the Greek waters. Appendix B: Catalogue of the resources of Greek waters. Pisces: 4-64.

MACHIAS A., VASSILOPOULOU V., VATSOS D., BEKAS P., KALLIANIOTIS A., PAPACONSTANTINOU C., TSIMENIDES N. (2001) - Bottom trawl discards in the northeastern Mediterranean Sea. *Fisheries Research*, **53**: 181-195.

MALDURA C.M. (1938) - La pesca nelle isole italiane dell'Egeo. *Boll. Pesca Piscicult. Idrobiol.*, **14**: 460-480.

NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (1998) - *Guida degli squali e delle razze del Mediterraneo*. Muzzio Editore: 388 pp.

ROUX C. (1984) - Squatinidae. In: Whitehead P.J.P., Bauchot M.-L., Hureau J.-C., Nielsen J., Tortonese E. (eds), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*, **1**: 148-152.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 354-355

V. Gancitano, S. Cusumano, C. Badalucco, P. Rizzo, G. Comparetto,
E. Sabatella*, F. Fiorentino

Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) - Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (IAMC)
Sede di Mazara del Vallo, Via Luigi Vaccara, 61 – 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.
fabio.fiorentino@iamc.cnr.it
*Irepa onlus, Via S. Leonardo, trav. Migliaro – 84131 Salerno, Italia.

ANALISI DI COORTE IN LUNGHEZZA DEL NASELLO (*MERLUCCIUS MERLUCCIUS*, L., 1758) (PISCES-MERLUCCIDAE) NELLO STRETTO DI SICILIA

*LENGHT COHORT ANALYSIS OF HAKE (*MERLUCCIUS MERLUCCIUS *L., 1758) (PISCES-MERLUCCIDAE) IN THE STRAIT OF SICILY*

Abstract *– Length cohort and yield per recruit analyses were performed on length-frequency distributions by sex of hake representative of commercial landings in the Strait of Sicily (GSA 16). Hake appears overexploited both in terms of growth and recruitment overfishing.*

Key-words*: stock assessment, landings, biological samplings, demersal resources, Mediterranean Sea.*

Introduzione - Gli sbarcati di nasello delle flottiglie dei porti della costa siciliana meridionale si sono attestati, negli ultimi anni, intorno a circa 1650 tonnellate di cui circa il 99% è costituito dal prodotto della pesca a strascico. L'adozione delle nuove linee guida SIBM (2005) ha consentito una prima valutazione dello stato dello stock sulla base delle informazioni raccolte dalla pesca commerciale.

Materiali e metodi - I campioni di nasello sono stati raccolti mensilmente nel periodo compreso tra luglio 2005 e giugno 2006 dallo sbarcato di 21 strascicanti di Mazara del Vallo e Sciacca. In totale sono state effettuate 71 osservazioni in cui è stato rilevato lo sbarcato in peso delle specie pescate. Per ognuna delle categorie commerciali delle specie bersaglio presenti è stata campionata casualmente una cassa di sbarcato. La stima di produzione annuale di nasello, è stata ripartita sulla base della sex ratio osservata nei campioni dello sbarcato, ed è risultata pari a circa 880 t di femmine e 725 t di maschi. Complessivamente sono stati esaminati 22820 individui e letti complessivamente 2334 otoliti per la stima della crescita. La relazione lunghezza-peso è stata espressa tramite la relazione allometrica, la crescita mediante il modello di von Bertalanffy e la maturità sessuale tramite ogiva di maturità (Tab. 1). Lo stato di sfruttamento è stato valutato mediante l'uso combinato dell'analisi di coorte in lunghezza (LCA) e della produzione per recluta (Y/R), come implementato nel pacchetto "VIT4WIN" (Lleonart e Salat, 2000) che consente l'impiego della mortalità naturale sia in forma scalare che vettoriale.

Risultati e conclusioni - La mortalità da pesca risulta più intensa della media (F*) tra 16 e 38 cm in entrambi i sessi (Fig. 1). Da un punto di vista delle potenzialità biologiche della specie, nonostante la mancanza della frazione scartata fornisca una visione ottimistica dello stato dello stock, l'insieme degli indici riportati in Tab. 2 conferma una condizione di sovrappesca, sia in termini di cattura precoce (growth overfishing) che di riduzione del potenziale riproduttivo (SPR) (recruitment overfishing), già in parte segnalata dalle valutazioni con metodi diretti (Samed, 2002).

Tab. 1 - Parametri biologici.
Biological parameters.

Parametri	femmine	maschi
L∞	82,60	52,20
K	0,120	0,220
to	-0,910	-0,830
a	0,0045	0,0054
b	3,1416	3,0721
L50%	37,6	27,8
g	0,288	0,329
M scalare	0,27	0,44
Fterm	0,6	0,9

Tab. 2 - Principali risultati della LCA e di Y/R.
Main results of LC and Y/R analyses.

	M scalare		M vettoriale	
	femmine	maschi	femmine	maschi
N individui a 12 cm (in milioni)	18,281	24,845	28,103	34,330
Z medio	0,61	1,14	0,62	1,15
F*	0,57	0,66	0,49	0,58
Età critica sbarcato (anni)	1,1	1,1	1,1	1,1
Età critica stock (anni)	5,9	3,1	7,9	4,0
Lung. critica sbarcato (cm)	18	18	18	18
Lung. critica stock (cm)	46	30	54	34
Y/R corrente (g)	60,02	36,42	39,08	26,38
Y/R_{max} (g)	74,75	39,46	53,47	29,41
$Y/R_{0,1}$ (g)	71,90	37,42	51,47	27,77
ϕ per Fmax	0,46	0,55	0,36	0,45
ϕ per F0,1	0,32	0,34	0,25	0,27
SSB/R corrente (g)	48,75	7,43	22,82	4,79
SSB/R vergine (g)	1457,06	252,96	1182,17	240,59
SPR corrente	0,03	0,03	0,02	0,02

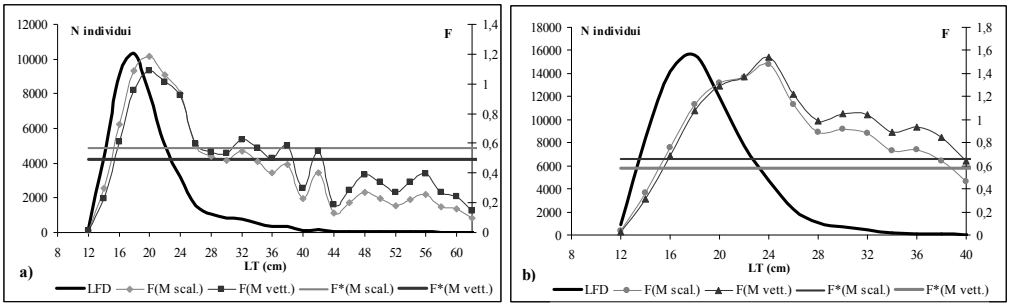


Fig. 1 - Distribuzione di lunghezza-frequenza e mortalità da pesca per femmine (a) e maschi (b).
Lenght frequency distribution and fishing mortalities of female (a) and male (b).

Bibliografia

S.I.B.M. (2005) - Linee Guida Inquadramento generale e metodologie. *Società Italiana di Biologia Marina*: 101 pp.

LLEONART J., SALAT J. (2000) - Vit4winVersion1.1. www.faocopemed.org/es/activ/infodif.htm

SAMED (2002) - Stock Assessment in the Mediterranean. European Commission- DG XIV, Project 99/047-Draft final Report.

I dati sono stati raccolti nell'ambito del programma nazionale italiano per la raccolta dei dati alieutici, modulo H "campionamento biologico dello catture (CAMPBIOL)", coordinato dalla SIBM e finanziato dal MiPAAF - anno 2005 e 2006.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 356-357

A. Perdichizzi, L. Pirrera, D. Giordano, F. Perdichizzi, B. Busalacchi, A. Profeta, S. Greco, P. Rinelli

Istituto IAMC-CNR, Sezione di Messina, Spianata San Ranieri, 86 - 98122 Messina, Italia.
annaperdichizzi@virgilio.it

DISTRIBUZIONE E NOTE BIOLOGICHE DI *GALEUS MELASTOMUS* (CHONDRICHTHYES, SCYLIORHINIDAE) NEL MAR TIRRENO MERIDIONALE (MEDITERRANEO CENTRALE)

DISTRIBUTION AND BIOLOGICAL DATA OF GALEUS MELASTOMUS *(CHONDRICHTHYES, SCYLIORHINIDAE) IN THE SOUTHERN TYRRHENIAN SEA (CENTRAL MEDITERRANEAN)*

Abstract - *The blackmouth catshark* Galeus melastomus *Rafinesque, 1810 (Chondrichthyes, Scyliorhinidae) is commonly caught all along the southern Tyrrhenian Sea. The knowledge about the biology of this species is limited, especially in this area. Data collected from five trawl surveys carried out from spring 2002 to 2006, were analysed in order to fill the gap of information about population structure, length-weight relationship and reproductive biology of the blackmouth catshark in the studied area.*

Key-words: *demersal fisheries, biology, distribution,* Galeus melastomus*, Central Mediterranean.*

Introduzione – Lo scopo del presente lavoro è quello di analizzare la distribuzione di *Galeus melastomus* (Rafinesque, 1810) nell'area del Tirreno meridionale e fornire indicazioni sui principali parametri biologici della specie. I dati provengono da cinque trawl surveys eseguiti dalla primavera del 2002 a quella del 2006 (MEDITS EU progetto: Bertrand *et al.*, 2002). Il "boccanera" vive in tutto il Mediterraneo (Relini *et al.*, 2000) ad eccezione dell'Alto e Medio Adriatico in quanto caratterizzati da fondali poco profondi. Sebbene l'intervallo di profondità in cui si distribuisce sia molto ampio (55-1750 m), *G. melastomus* risulta frequente sui fondi fangosi tra 200 e 500 m (Fisher *et al.*, 1987; Compagno, 1984). Pochi studi riguardanti la distribuzione, la biologia e lo sfruttamento del boccanera sono stati effettuati nel Tirreno meridionale (Rinelli *et al.*, 2005).

Materiali e metodi – L'area indagata si estende da Capo Suvero a Capo San Vito. I dati utilizzati nel presente lavoro sono stati raccolti conformemente al protocollo comune, stabilito nell'ambito del Coordinamento generale MEDITS. È stata utilizzata una rete costruita ad hoc comune a tutti i paesi mediterranei che partecipano al progetto. Complessivamente sono state svolte 115 cale valide. Queste sono state distribuite proporzionalmente alla superficie indagata in cinque strati batimetrici, utilizzando un metodo random stratificato: strato A: 10-50 m (622 km^2); strato B: 51-100 m (1003 km^2); strato C: 101-200 m (1224 km^2); strato D: 201-500 m (1966 Km^2); E: 501-800 m (2441 km^2). In base alla superficie strascicata dalla rete sono stati ricavati i rendimenti medi di biomassa (kg/km^2) e di densità (N/km^2). Per ogni survey sono state calcolate le distribuzioni delle frequenze di lunghezza (LFD) a sessi separati, il rapporto sessi e gli stadi di maturità.

Risultati - In totale sono state catturati 981 individui di *Galeus melastomus* (508 maschi e 473 femmine) tra i 200 e gli 800 m di profondità. Nei cinque trawl surveys, 41 cale su 115 sono state positive (35%) nei due strati più profondi, corrispondenti alla scarpata continentale. Analizzando gli Indici di Biomassa e di Densità per i sin-

goli survey, la specie mostra i più alti rendimenti nell'anno 2003 (IB=21.67 kg/km^2 e ID=244 N/km^2). Il 2006 registra i valori di rendimento in numero più bassi (ID=99 N/km^2). In termini di biomassa i valori minori sono stati rilevati negli anni 2002 e 2004 (IB=7,5 kg/km^2).

La lunghezza totale degli individui catturati in ciascun survey varia da 11,5 a 49 cm per i maschi, e da 10,5 a 51 cm per le femmine. Esaminando le strutture di taglia riferite all'anno 2002, si nota che la curva della popolazione femminile è polimodale. Nei maschi la classe dominante è ascrivibile intorno ai 18,5 cm. Nel 2003 e nel 2005 gli esemplari presentano taglie maggiori rispetto gli altri anni; il range di lunghezza totale è compreso tra i 12 e i 50 cm per entrambi i sessi. Nel 2004 le dimensioni sono nuovamente spostate verso valori inferiori (15-22 cm per le femmine, 12-20 cm per i maschi). Nel 2006 la struttura di popolazione presenta un andamento polimodale; è difficile identificare delle mode ben precise. La sex ratio è a favore dei maschi che predominano in tutti gli anni ad eccezione del 2003 (1,28). Per quanto riguarda l'aspetto riproduttivo, il maggior numero di individui per entrambi i sessi si riscontrano al primo stadio di maturità, con valori che superano sempre l'85%; percentuali minori si rinvengono invece per gli stadi II e III.

Conclusioni - *Galeus melastomus* è generalmente catturato nella scarpata continentale di tutto il Mar Mediterraneo. Nel Mar Tirreno meridionale gli individui sono stati catturati sempre al di sotto dei 300 m di profondità e hanno una taglia maggiore di quelli degli altri siti italiani, come nel Mar Ionio (Tursi *et al*., 1993) e nel Basso Adriatico dove prevalgono esemplari di dimensioni inferiori ai 30 cm. L'analisi delle catture ha evidenziato rendimenti variabili nei diversi periodi esaminati, mostrando buone rese negli anni 2003 e 2005. Nei cinque surveys le classi di lunghezza hanno mostrato delle fluttuazioni, e questo sembra correlato con un reclutamento variabile durante tutto l'anno, che è stato rilevato anche in altre aree del Mediterraneo (Tursi *et al.,* 1993). Gli individui maturi costituiscono una piccola frazione delle catture totali, in cui predominano esemplari immaturi per entrambi i sessi. I valori di sex ratio vicini all'unità mostrano che i maschi e le femmine non sono segregati in differenti range batimetrici.

Bibliografia

BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACOSTANTINOU C., RELINI G., A. SOUPLET (2002) - The general specifications of the MEDITS surveys. *Sci. Mar.,* **66**, 2 (Suppl. 2): 9-17.

COMPAGNO L.J.V. (1984) – FAO species catalogue. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogne of sharks species known to data. Part. 2. Carcharhiformes. *FAO Fish. Synop*., **125** (4) p. II: 251-655.

FISCHER W., BAUCHOT M.-L., SCHNEIDER M. (1987) - *Fiches FAO d'Identification des Especes pour les Besoins de la Peche. Méditerranée et Mer Noire*. Zone de Peche 37. 2. Vertébrés Rome: FAO: 761-1530.

RELINI G., BIAGI F., SERENA F., BELLUSCIO A., SPEDICATO M.T., RINELLI P., FOLLESA M.C., PICCINETTI C., UNGARO N., SION L., LEVI D. (2000) - I Selaci pescati con lo strascico nei mari italiani. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (1): 347-384.

RINELLI P., BOTTARI T., FLORIO G., ROMEO T., GIORDANO D., GRECO S. (2005) – Observations on distribution and biology of *Galeus melastomus* (Chondrichthyes, Scyliorhinidae) in the southern Tyrrhenian Sea (central Mediterranean). *Cybium*, **29** (1): 41-46.

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

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 358-359

M. Sartini, I. Rossetti, B. Francesconi, S. Gambaccini,
A. Vannucci, S. De Ranieri*

Aplysia Soc. Coop, Via delle Viole, 1 - 57124 Livorno, Italia.
aplysia1@libero.it
*C.I.B.M, Livorno, Italia.

OSSERVAZIONI PRELIMINARI SULLA BIOLOGIA DI *SOLEA LASCARIS* (RISSO, 1810) NEL MAR LIGURE SUD-ORIENTALE

PRELIMINARY OBSERVATIONS ON THE BIOLOGY OF SOLEA LASCARIS *(RISSO, 1810) IN THE SOUTH-EASTERN LIGURIAN SEA*

Abstract *– Length-frequency distribution and maturity of sand sole,* Solea lascaris *(Osteichthyes, Soleidae) were analysed. Specimens were collected in a coastal zone of the south-eastern Ligurian Sea, using a trammel net. Sampling was carried out from May to October 2006 considering three seasons: spring, summer and autumn. The seasonal length-frequency distributions showed a similar structure.*

Key-words: Solea lascaris*, biology, maturity, Ligurian Sea.*

Introduzione – La sogliola dal porro, *Solea lascaris* (Risso, 1810) è una specie demersale, diffusa in Mediterraneo e in Atlantico, che vive su fondi sabbiosi e ghiaiosi, tra 5 e 350 m di profondità, anche se si concentra prevalentemente a minori batimetrie (Fisher *et al.*, 1987). Le informazioni sulla biologia di questa specie riguardano prevalentemente la popolazione atlantica (Deniel *et al.*, 1989), mentre per l'area mediterranea sono disponibili informazioni solo sul suo accrescimento e mortalità (Gancitano *et al.,* 2006). Al fine di ampliare le conoscenze su questa specie, sono state esaminate la struttura in taglia, il periodo riproduttivo e la maturità di esemplari di *S. lascaris* catturati con reti da posta nel Mar Ligure sud-orientale.

Materiali e metodi – I campioni sono stati raccolti durante 18 pescate sperimentali effettuate in un tratto di mare costiero del Mar Ligure sud-orientale che si estende dalla foce del fiume Arno all'estremità nord del porto di Livorno, su una batimetria di 4-8 m. È stato utilizzato un tramaglio standard (35 mm maglia stirata del pannello interno) di lunghezza totale di 1800 m, tra maggio e ottobre 2006, suddividendo le uscite in tre stagioni: primavera, estate ed autunno. Per ogni esemplare di *S. lascaris* è stata rilevata la lunghezza totale (LT) al mezzo centimetro inferiore, è stato determinato il sesso e lo stadio maturativo.

Risultati – Durante il periodo di campionamento sono stati catturati 479 individui di *S. lascaris*, suddivisi in 129 maschi, 277 femmine e 73 indeterminati. Il rapporto sessi è risultato statisticamente spostato a favore delle femmine (M/F=0,47; χ^2=53,95 $p<0,05$). L'intervallo di taglia della popolazione campionata è compreso tra 10,5 e 23 cm LT. Le distribuzioni di frequenza di taglia stagionali non hanno evidenziato sostanziali differenze facendo supporre che la struttura demografica della popolazione presente nel sito di campionamento sia rimasta pressoché invariata nel periodo di studio.

Notevoli differenze sono state invece osservate per le distribuzioni di taglia in base al sesso: le femmine hanno mostrato dimensioni sensibilmente maggiori dei maschi (Fig. 1A). Dalla taglia di 15 cm LT più del 50% della popolazione è composto da femmine.

Durante tutto il periodo di campionamento sono stati ritrovati individui maturi per entrambi i sessi (Fig. 1B).

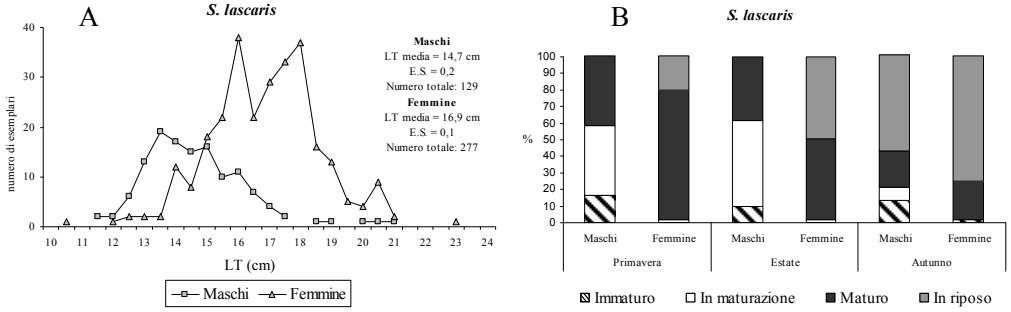


Fig. 1 - Distribuzioni di frequenza di taglia per sesso (A) e percentuale di individui per stadio maturativo per stagione e sesso (B) di *S. lascaris*.

Length frequency distributions by sex (A) and percentage of specimens according to four maturity stages by season and sex (B) of S. lascaris.

La percentuale più alta di femmine mature (75%) è stata registrata in primavera. Nelle due stagioni successive la percentuale di femmine mature è andata diminuendo, fino a raggiungere circa il 25% in autunno, stagione in cui hanno prevalso gli individui con gonadi a riposo. La percentuale di maschi maturi è risultata simile in primavera ed in estate (circa il 40%), mentre è diminuita al 20% nella stagione autunnale in cui, anche nel caso dei maschi, si è registrata una netta prevalenza di individui in riposo (circa il 60%).

Conclusioni – L'assenza nelle catture di esemplari di piccole dimensioni (LT<10 cm) può essere dovuta alla selettività dell'attrezzo, ma anche al fatto che le forme giovanili, pur vivendo in ambienti costieri (Fisher *et al*., 1987), risiedano in habitat diversi da quello indagato. La mancanza di individui di grandi dimensioni (la taglia massima nelle acque italiane è di 34,5 cm LT; Gancitano *et al*., 2006) è dovuta, più probabilmente, alla segregazione spaziale delle differenti fasi vitali della specie.

La presenza di individui maturi durante tutto l'arco della ricerca, con percentuali più elevate in primavera ed estate, è in accordo con quanto osservato da Deniel *et al.* (1989) lungo le coste della Bretagna (Francia).

Il presente lavoro costituisce un primo passo per la descrizione della biologia di questa specie nelle acque italiane.

Bibliografia

DENIEL C., LE BLANC C., RODRIGUEZ A. (1989) – Comparative study of sexual cycles, oogenesis and spawning of two Soleidae, *Solea lascaris* (Risso, 1810) and *Solea impar* (Bennet, 1831), on the western coast of Brittany. *J. Fish Biol.*, **35**: 49-58.

FISHER W., BAUCHOT M.L., SCHNEIDER M. (1987) – Fiches FAO d'identification des espécies pour les besoins da la peche. (Revision 1). Mediterranée et Mer Noire. Zone de peche 37. 2. Vertébrés. Publication préparée par la FAO (Project GCP/INT/422/EEC). Rome, FAO, **1-2**: 1530 pp.

GANCITANO V., RIZZO P., GANCITANO S., GIUSTO G.B., CUSUMANO S., FIORENTINO F. (2006) – Crescita, longevità e mortalità naturale della sogliola dal porro (*Solea lascaris*, 1810; Pisces Soleidae) nello Stretto di Sicilia: informazioni preliminari. *Biol. Mar. Medit.*, **13** (1): 869-871.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 360-361

P. Sartor, R. Silvestri[1], M. Sbrana, A. Voliani[1], I. Rossetti[2], G. Bulgheri[1]

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata,
Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.
psartor@cibm.it
[1]ARPAT, Area Mare - RIBM, Livorno, Italia.
[2]Aplysia Soc. Coop. r.l., Livorno, Italia.

SPERIMENTAZIONE DI ACCORGIMENTI TECNICI PER LA RIDUZIONE DELLO SCARTO NELLA PESCA CON RETI DA POSTA LUNGO IL LITORALE LIVORNESE

EXPERIMENTATION OF TECHNICAL DEVICES FOR THE DISCARD REDUCTION IN THE SET NET FISHERY ALONG THE LIVORNO COAST

Abstract *– A monopanel strip placed at the bottom of a trammel net, aimed at reducing the presence of discard in the catches, was tested. A standard trammel net performance was compared with two experimental nets having a 19 mm or 24 mm height strip. Discard and commercial benthic species catch were low in the two nets with the strip, while catches of demersal and pelagic commercial species did not show significant differences among the three nets.*

Key-words: *trammel nets, selectivity, discards, catchability, Ligurian Sea.*

Introduzione - Le reti da posta sono in genere considerate attrezzi selettivi, in quanto le catture accessorie non sono la frazione preponderante della cattura totale. Tuttavia, recenti studi (Fabi *et al*., 2002; Rossetti *et al*., 2006) hanno evidenziato che in alcuni periodi dell'anno e su certi tipi di fondo, le reti da posta possono catturare considerevoli quantità di specie non commerciali, principalmente invertebrati, che entrano a far parte dello scarto. Il presente lavoro riporta i risultati della sperimentazione di una "fasciola" o "greca" inserita alla base di un tramaglio al fine di ridurre la cattura di specie "indesiderate".

Materiali e metodi - Le catture di un tramaglio "standard" in poliammide usato dalla marineria Livornese (pannello interno con maglia da 35 mm di lato, pannelli esterni con maglia da 180 mm di lato) sono state comparate con quelle di due reti sperimentali costruite a partire da un tramaglio standard, ma sulle quali è stata montata una greca mono-panno con maglia da 27 mm di lato: una alta 19 cm, l'altra 24 cm. È stato utilizzato un tramaglio avente la lunghezza di 1800 m, costituito da 9 pezze, 3 per ciascun tipo di rete, ordinate in maniera casuale. Sono state realizzate, contemporaneamente e nella stessa area, 18 uscite di pesca, sei per stagione (primavera, estate, autunno), su un fondale sabbioso compreso tra 4 e 8 m di profondità. I rendimenti totali e quelli delle specie più abbondanti sono stati comparati con Analisi della Varianza.

Risultati – Lo scarto nelle catture è risultato sensibilmente inferiore nei tramagli provvisti di greca, rispetto al tramaglio standard (ANOVA, $p<0{,}001$, Fig. 1). Lo scarto era costituito prevalentemente da specie non commerciali, in particolare dal granchio di rena, *Liocarcinus vernalis*, molto abbondante nell'area investigata. La rete senza greca ha fornito catture più elevate delle altre due reti, anche per le specie commerciali, ma in questo caso le differenze sono risultate di minore entità rispetto a quelle riscontrate per lo scarto. Le catture del tramaglio con greca bassa e di quello con greca alta non hanno mai mostrato differenze significative, né per quanto riguarda lo scarto, né per le specie commerciali. Per le specie commerciali bentoniche (*Sepia*

officinalis, *Raja asterias* e *Solea* spp.), le catture del tramaglio standard sono state più elevate (ANOVA: $p<0,001$) di quelle dei tramagli con greca; per *Squilla mantis*, invece, non sono emerse differenze significative tra le reti. Un diverso risultato è stato ottenuto per le specie demersali: le catture di *Pagellus erythrinus*, *Lithognathus mormyrus*, *Diplodus annularis* e *Trachurus mediterraneus* non hanno mostrato differenze significative tra le tre reti.

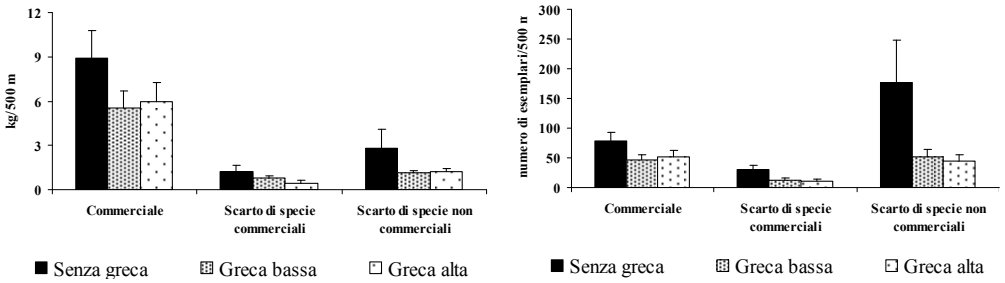


Fig. 1 - Rendimenti medi (con errore standard), in numero ed in peso, per ciascuna tipologia di rete.

Mean yields (with standard error), in number and in weight, for each type of net.

Conclusioni – La presenza di una fasciola o greca nella parte terminale di un tramaglio è uno strumento efficace per limitare la presenza di scarto nelle catture. Nel caso in cui la pesca sia mirata a specie bentoniche, il tramaglio standard dà di gran lunga i maggiori rendimenti, mentre se le specie bersaglio sono meno legate al fondo, la presenza di una greca non riduce le catture. L'utilizzo della greca può essere quindi consigliato nel caso della pesca mirata a specie demersali o pelagiche, ma anche per quella orientata a specie bentoniche nelle zone e nei periodi di massima abbondanza di organismi destinati ad essere scartati. I tramagli con greca potrebbero inoltre essere impiegati in aree particolarmente "sensibili" (es. zone soggette a regimi di tutela) al fine di consentire una pesca più eco-compatibile.

Bibliografia

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 (Mar Ligure orientale e Medio Adriatico). Ministero delle Politiche Agricole e Forestali. Rapporto Finale: 159 pp.

ROSSETTI I., VANNUCCI A., SARTINI M., FRANCESCONI B., GAMBACCINI S., DE RANIERI S. (2006) – Pesca di mazzancolla, *Penaeus kerathurs* (Forsskål, 1775), con reti da posta presso la marineria artigianale di Viareggio (Mar Ligure sud-orientale). *Biol. Mar. Medit*., **13** (2): 284-285.

Questo lavoro è stato realizzato grazie ai finanziamenti SFOP 2000-2006.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 362-363

D. Scaravelli, A. Gustinelli, M.L. Fioravanti

Dipartimento Sanità Pubblica Veterinaria e Patologia Animale, Università di Bologna,
Via Tolara di Sopra, 50 - 40064 Ozzano Emilia (BO), Italia.
scaravelli@acquacoltura.unibo.it

BIODIVERSITÀ NASCOSTA: PARASSITI DI CHELONI E ODONTOCETI ADRIATICI

CRIPTIC BIODIVERSITY: PARASITES OF TURTLE AND ODONTOCETES IN THE ADRIATIC SEA

Abstract *– The parasitic fauna of large marine vertebrates is a complex of adaptations to endoecosystem and host phylogeny. This group of taxa actually colonize species that have serious conservation problems but normally is just considered as a health problem and not as an endangered form of life. Also the pathogenicity of most of these parasites is more probably related to the emergence of stress syndromes related to pollution or relationship with human activity. Their ecosystem and conservation position is discussed in the light of a new perspective.*

Key-words: *parasites,* Caretta caretta*, Odontocetes, Adriatic Sea.*

Introduzione – I rettili e i mammiferi marini costituiscono un gruppo di specie di assoluta preminenza per la conservazione. Allo stesso tempo rappresentano ecosistemi complessi ove si è differenziata una fauna di endoparassiti di particolare interesse per lo studio degli adattamenti ed i parallelismi filogenetici.

L'alto Adriatico rappresenta un ambito di grande interesse per la presenza di consistenti popolazioni di tartarughe (Affronte e Scaravelli, 2001) e cetacei (Bearzi *et al.*, 2004) che risentono pesantemente degli impatti antropici sull'area. Le caratteristiche del bacino (scarsa profondità e salinità, sistema delle correnti e tipologia dei fondali) lo rendono una realtà particolare nel sistema Mediterraneo ed un ideale modello per seguire le interazioni ecologiche tra i vari componenti della biodiversità locale. Lo studio si pone come indagine preliminare sulla presenza di parassiti in questo contesto ambientale.

Materiali e metodi – Tra il 2004 e il 2006 alcuni esemplari di cetacei e cheloni sono stati recuperati spiaggiati sulla costa adriatica grazie all'intervento e alla collaborazione attiva della Fondazione Cetacea di Riccione. A fronte delle necroscopie atte a individuare le cause di morte si sono effettuati rilevamenti parassitologici con metodologie standard su apparato respiratorio, cute, grasso e apparato digerente. Si sono esaminati 20 soggetti di *Caretta caretta* e 10 odontoceti (1 *Stenella coeruleoalba,* 7 *Tursiops truncatus,* 1 *Physeter macrocephalus* e 1 *Grampus griseus*).

Risultati – In *T. truncatus* sono stati individuati sia nematodi Pseudaliidae che esemplari di *Anisakis* sp. (Nematoda, Anisakidae), così come trematodi digenei appartenenti alle specie *Pholeter gastrophilus* e *Hadwenius tursionis*. In *S. coeruleoalba* sono state isolati nel digerente nematodi del genere *Anisakis* e *Crassicauda* sp. e cestodi delle specie *Phyllobothrium delphinii* e *Monorygma grimaldi.* In *G. griseus* domina tra i nematodi *Crassicauda grampicola* e sono state rilevate due specie di *Trigonocotyle* e *Monorygma grimaldi.* Nel giovane e mal conservato *P. macrocephalus* non sono stati rilevati parassiti a parte tracce di *Pennella* sp. (Crustacea, Copepoda) sul capo.

Nei soggetti di *Caretta caretta* esaminati sono stati rilevati 1 specie di nematode, *Sulcascaris sulcata*, e 5 specie di trematodi digenei, *Rhytidodes gelatinosus, Enodiotrema megachondrus, Orchidasma amphiorchis, Pleurogonius trigonocephalus* e *Pachypsolus irroratus.* I valori di prevalenza riscontrati appaiono modesti, soprattutto se

confrontati con quanto già riportato in letteratura (Aznar *et al*., 1998; Euzet *et al*., 1962; Sey, 1977; Manfredi *et al*., 1998). Solo il nematode *Sulcascaris sulcata* appare abbondante ed è forse correlabile ad una dieta della tartaruga spostata su elementi prevalentemente benthonici presenti nel bacino adriatico (Scaravelli *et al*., 2006a).

Conclusioni - Le prevalenze in entrambi i gruppi di ospiti non sono elevate ma per lo meno in *G. griseus* per *C. grampicola* (cfr. Zucca *et al.*, 2004) e in *T. truncatus* con alta presenza di *Pseudaiidae* i parassiti possono essere sospettati di essere corresponsabili in episodi di mortalità, a fronte di sistemi immunologici evidentemente squilibrati da fattori ambientali quali l'alta concentrazione di metalli pesanti (Andreani *et al*., 2006). Il panorama della parassitofauna dell'Adriatico per i grandi vertebrati marini è ancora in gran parte da scoprire soprattutto a fronte dell'esiguità delle informazioni e della casistica disponibile. Non solo sarà importante indagare più approfonditamente il ruolo patogenico di questi elminti e valutare i fattori effettivamente scatenanti le parassitosi, ma anche riconsiderarli quali rari elementi faunistici abitanti nicchie di estrema specializzazione.

Bibliografia

ANDREANI G., ISANI G., CASAPOLLO F., FABBRI M., SCARAVELLI D., COTTIGNOLI S., CARPENÈ E. (2006) - Trace metals and metallothionein in dolphins from the Adriatic sea. *34th Annual Symp EAAM*, Riccione: 17.

AFFRONTE M., SCARAVELLI D. (2001) - Analysis of stranded sea turtles in the north-western Adriatic sea. *Zoology of Middle East*, **24**: 101-108.

AZNAR F.J., BADILLO F.J., RAGA J.A. (1998) - Gastrointestinal helminths of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the western Mediterranean: Constraints on community structure. *J. Parasitol*., **84** (3): 474-479.

BEARZI G., HOLCER D., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (2004) - The role of historical dolphin takes and habitat degradation in shaping the present status of northern Adriatic cetaceans. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*., **14**: 363-379.

EUZET L., COOMBS C. (1962) - Deux trematodes digénes de *Thalassochelys caretta* (L.). *Bull. Soc. Zool. Fr*., **87**: 15-22.

MANFREDI M.T., PICCOLO G., MEOTTI C. (1998) - Parasites of Italian sea turtles. II. Loggerhead turtles (*Caretta caretta* [Linnaeus, 1758]). *Parassitol*., **40**: 305-308.

SCARAVELLI D., GUSTINELLI A., BADILLO F.J., AZNAR F.J., TOMÁS J., FIORAVANTI M.L., TRENTINI M., RAGA J.A. (2006a) - Endoparasitic fauna of *Caretta caretta* from Spanish and Adriatic seas: first comparisons. Abstr. 26th Ann. Symp. Sea Turale Biol. & Cons., Crete: 74.

SCARAVELLI D., FIORAVANTI M.L., GUSTINELLI A., MARCER F., TRENTINI M., AFFRONTE M. (2006b) - Parasitofauna of marine mammals from Italian seas. *34th Annual Symp EAAM*, Riccione: 17.

SEY O. (1977) - Examination of helminth parasites of marine turtles caught along the Egyptian coast. *Acta Zool. Acad. Sc. Hung*., **23**: 387-394.

ZUCCA P., DI GUARDO G., POZZI-MUCELLI R., SCARAVELLI D., FRANCESE M. (2004) - Use of computer tomography for imaging of *Crassicauda grampicola* in a Risso's dolphin (*Grampus griseus*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, **35** (3): 391-394.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 364-365

R. Silvestri, P. Sartor[1], R. Baino, M. Sbrana[1], M. Ria, B. Francesconi[2]

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana, Area MARE
Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.
r.silvestri@arpat.toscana.it
[1]C.I.B.M. – Centro Interuniversitario di Biologia Marina, Livorno, Italia.
[2]Aplysia soc. coop. r.l., Livorno, Italia.

EFFETTI DI DIFFERENTI COLORAZIONI DELLE RETI DA POSTA SULLA COMPOSIZIONE DELLE CATTURE E SUI RENDIMENTI DA PESCA LUNGO IL LITORALE LIVORNESE

EFFECTS ON CATCH COMPOSITION AND FISHING YIELDS OF DIFFERENT COLOURS OF SET NETS ALONG THE LIVORNO COAST

Abstract - *Trammel nets of different colours are widely used along Mediterranean coasts. Catch abundance and species composition are compared among identical trammel nets with four different colours: white, yellow, red and black. Significant differences have been found both for the whole catch and for several species, due to the colour of the net: white net always resulted the less catching gear.*

Key-words: *fishing nets, entangling nets, gear materials, artisanal fishing, Ligurian Sea.*

Introduzione – La pesca artigianale è ampiamente diffusa in Mediterraneo ed utilizza una grande varietà di attrezzi, in particolare differenti tipologie di tramagli (Ferretti *et al*., 2002). Tra le caratteristiche del tramaglio che possono differire da zona a zona la più evidente è il colore della rete: l'uso di panni con diverso colore sembra essere legato al tipo di substrato ove è effettuata la pesca e alle specie bersaglio. Sono ancora scarsi gli studi che correlano la colorazione delle reti da posta con la composizione delle catture e i rendimenti di pesca (Jones *et al*., 2004).

A tale scopo è stato realizzato il presente studio, finalizzato alla sperimentazione dell'effetto di quattro differenti colorazioni della rete sulla composizione delle catture e sui rendimenti da pesca lungo il litorale livornese.

Materiali e metodi – Durante lo studio sono state realizzate 18 giornate di pesca con cadenza stagionale dall'autunno 2005 all'estate 2006, in due aree del litorale livornese con fondale roccioso o sabbioso, a profondità di 3-8 m. Per ogni uscita sono state calate quattro pezze di tramaglio di 400 m ciascuna con le differenti colorazioni (bianca, gialla, rossa e nera) disposte in successione casuale. La rete usata è il tipico *tramaglino* della marineria livornese con maglie del panno interno di 22 mm di lato e di 160 mm per le maglie dei pareti esterni.

I rendimenti totali e quelli delle specie più abbondanti di ciascun tipo di rete sono stati comparati con l'Analisi della Varianza.

Risultati – Sono state catturate in totale 109 specie: 76 pesci, 16 crostacei, 12 molluschi e 5 echinodermi. I due tipi di fondo, roccia e sabbia, hanno presentato composizione in specie molto diversa: solo 33 specie in comune tra le due aree, mentre 42 sono state catturate solo su roccia e 34 solo su sabbia. La rete bianca ha catturato un numero di specie sensibilmente inferiore alle altre reti: su fondo roccioso ha pescato 37 specie, la gialla 46, la nera 47 e la rossa 53. Sulla sabbia la rete bianca ha fornito 39 specie, mentre le altre reti da 43 a 47 specie. La Tab. 1 riassume i risultati dei confronti tra le catture ottenute da ciascun tipo di rete.

La rete bianca (non colorata) ha sempre fornito rendimenti inferiori a quelli delle altre tre reti. Questa rete è stata la meno efficiente per le specie distribuite prevalentemente su fondale roccioso; per le specie maggiormente presenti su sabbia o senza

evidenti preferenze tra sabbia e roccia, le catture della rete bianca, anche se sempre inferiori, non hanno mostrato differenze significative con quelle delle altre reti.

Tab. 1 - Confronti tra reti sulla base delle catture in numero, sia totali, sia per singola specie. È riportata la posizione (rango) ottenuta da ciascuna rete nei confronti. Significatività statistica: ***(p<0,001); ns (non significativo).

*Comparisons among nets on the basis of the catches in number (total and by species). The rank obtained by each net is reported. Statistical significance: ***(p<0.001), ns (not significant).*

	habitat preferenziale	rete bianca	rete gialla	rete rossa	rete nera	Significatività (Anova)
Numero di specie		4	2	1	3	
Catture totali (roccia)		4	1	2	3	***
Catture totali (sabbia)		4	1	3	2	***
Botus podas podas	sabbia	4	3	1	2	ns
Diplodus annularis	roccia/sabbia	4	3	1	2	ns
Diplodus vulgaris	roccia	4	3	1	2	***
Lithognathus mormyrus	sabbia	4	1	3	2	ns
Mullus surmuletus	roccia	4	1	2	3	***
Sepia officinalis	roccia/sabbia	4	2	3	1	ns
Serranus scriba	roccia	4	1	2	3	***
Scorpaena porcus	roccia	4	1	2	3	***
Symphodus tinca	roccia	4	2	3	1	***
Somma dei ranghi		**48**	**21**	**24**	**27**	

Nei confronti tra reti "colorate", non sono emerse differenze statisticamente significative; comunque, la rete gialla ha, in genere, fornito i rendimenti maggiori. Riguardo alla struttura in taglie, non sono emerse differenze significative tra reti: il colore, quindi, non sembra aver influito sulla selettività dell'attrezzo.

Conclusioni –La rete bianca ha sempre fornito i rendimenti più bassi delle altre tre reti. Per le pezze colorate, non sono emerse differenze tali da far prevalere nettamente un attrezzo sull'altro; comunque, dai risultati ottenuti per alcune specie può essere individuato un colore della rete in grado di ottimizzare i rendimenti: *M. surmuletus* e *S. porcus* sembrerebbero preferire il giallo, *D. vulgaris* e *D. annularis* il rosso, *S. officinalis* appare catturata maggiormente dalla rete color nero. Questi risultati screditerebbero la convinzione di alcune marinerie che ritengono le reti bianche più efficaci per la cattura, in particolare dei cefalopodi.

Bibliografia

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. *Quaderni ICRAM*, **3**: 126 pp.

JONES E., GLASS C., MILLIKEN H. (2004) – The reaction and behaviour of fish to visual components of fishing gears and the effect on catchability in survey and commercial situations. International Council for the Exploration of the Sea, WGFTFB Working Paper, 20-23 April 2004, Gdynia (Poland): 73-133.

Questo lavoro è stato realizzato grazie ai finanziamenti SFOP-Regione Toscana 2000-2006.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 366-367

M. Stagioni, E. Mazzoni*, C. Manfredi, M. Vallisneri

Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale, Università di Bologna,
Via Selmi, 3 – 40126 Bologna, Italia.
maria.vallisneri@unibo.it
*Laboratorio di Biologia Marina e Pesca di Fano (PU), Università di Bologna, Italia.

INDAGINI PRELIMINARI SULLE ABITUDINI ALIMENTARI DI *LOPHIUS BUDEGASSA* (TELEOSTEI, LOPHIIDAE) DELL'ALTO-MEDIO ADRIATICO

PRELIMINARY STUDY ON FEEDING HABITS OF LOPHIUS BUDEGASSA *(TELEOSTEI, LOPHIIDAE) IN THE NORTHERN-MIDDLE ADRIATIC SEA*

Abstract *- The feeding habits of* Lophius budegassa *in the Northern-Middle Adriatic Sea were studied. The diet includes principally Teleostei, Crustacea, Mollusca. Teleostei constituting the favorite preys. Within Teleostei the favorite prey is* Merluccius merluccius*. A change in food quantitative stomach, according to the size, the season and bathymetric, was observed. No differences were found between male and female diets.*

Key-words: *feeding habits,* Lophius budegassa*, Adriatic Sea.*

Introduzione – La rana pescatrice *Lophius budegassa* (Spinola, 1807) è distribuita nel Mediterraneo, compresi tutti i mari italiani e nell'Atlantico orientale, dal golfo di Guascogna al Senegal. Gli studi sulla biologia trofica della specie sono pochi relativamente alle acque atlantiche europee con Spagna (Olaso *et al.*, 1982; Preciado *et al.*, 2006) e Portogallo (Azevedo, 1996). Nonostante rappresenti una delle specie target della pesca a strascico del Mediterraneo, particolarmente scarsi sono gli studi relativi a questo mare (Stagioni *et al.*, 2006) e riguardano principalmente distribuzione (Ungaro *et al.*, 2002), accrescimento, riproduzione e risorsa (Rodriguez *et al.*, 2005). Scopo del lavoro è l'acquisizione di dati sulla dieta di *L. budegassa* in Alto e Medio Adriatico.

Materiali e metodi – Nell'ambito del "Progetto: Struttura trofica di popolazioni demersali" finanziato dal MIPAAF (Direzione Generale Pesca Marittima), nel corso degli anni 2005 e 2006, sono stati effettuati 85 campionamenti in Alto-Medio Adriatico fra 25 e 443 m di profondità. Su un totale di 477 esemplari sono stati registrati i seguenti parametri: lunghezza totale (LT, mm), peso corporeo (P, g), sesso (mediante diagnosi macroscopica, distinguendo tra femmine "F", maschi "M", indeterminati "I" e non determinabili "ND"). E' stato valutato lo stato di riempimento degli stomaci, sono state identificate le prede (fino al livello tassonomico più basso possibile), successivamente contate, pesate e fotografate mediante sistema computerizzato di immagini. I dati sono stati informatizzati mediante database relazionale "Microsoft Access" e analizzati mediante "pacchetto statistico R". E' stata condotta un'analisi dei cluster sulla taglia, utilizzando come misura di similarità le prede. Sono stati calcolati i principali indici, al fine di individuare le variazioni del regime trofico in rapporto al sesso, alla taglia, alle stagioni, alla profondità.

Risultati – La taglia è compresa fra 67 e 520 mm, con media di 185 mm. Nessuno degli esemplari catturati è sessualmente maturo. In relazione alla stagione, lo stato di vacuità degli stomaci varia gradatamente da un picco invernale fino ad un minimo in autunno. In relazione alla taglia, gli indeterminati (<200 mm) hanno stomaci significativamente più vuoti rispetto a femmine e maschi differenziati (>200 mm) che hanno una situazione analoga. Circa la profondità, l'indice di vacuità aumenta in

misura direttamente proporzionale ad essa, in rapporto alla minor abbondanza delle biocenosi ed alle drastiche variazioni di pressione che possono comportare fenomeni di svuotamento viscerale. L'analisi qualitativa ha permesso l'identificazione di 63 taxa diversi, di cui 7 appartenenti a Mollusca Cephalopoda, 12 a Crustacea, 43 a Teleostea. L'analisi quantitativa evidenzia che l'alimento preferito a tutte le taglie è costituito da Teleostea che raggiungono il 76% dei 561 esemplari predati e l'87% del loro peso. Prede secondarie sono Crustacea (14% del numero totale e 2,3% del peso delle prede) e Mollusca (4,5% del numero e 9% del peso delle prede). Fra i Teleostea, le specie dominanti sono nell'ordine: *Merluccius merluccius* (18% di tutte le prede), *Gaidropsarus biscayensis, Callionymus maculatus, Gadiculus argenteus, Cepola macrophthalma, Micromesistius poutassou, Mullus barbatus, Trisopterus minutus capelanus*. In relazione alla taglia ed al sesso non si delineano differenze significative nel comportamento alimentare. Dal confronto fra le biocenosi dell'area campionata ed i contenuti stomacali (valutato mediante il grado di selettività del predatore con gli "indici di Ivlev"), si evince una sostanziale sovrapposizione, eccezion fatta per alcune popolazioni di *Callionymus maculatus* e *Gaidropsarus biscayensis*, specie di piccole dimensioni che probabilmente riescono a sfuggire dalle maglie della rete.

Conclusioni – *L. budegassa* dell'Adriatico, risulta, da questi dati preliminari, di taglia inferiore a quella di prima maturità sessuale. È fondamentalmente un ittiofago selettivo, poiché mostra un certo grado di preferenza nella scelta delle prede ittiche, per lo più bersaglio della pesca commerciale, ma non è specializzato, in accordo con la letteratura (Olaso *et al*., 1982; Azevedo, 1996; Rodriguez *et al*., 2005). Inoltre si conferma il collocamento ad un alto livello trofico, nutrendosi prevalentemente di consumatori secondari come il nasello, per cui la definizione dell'esatto ruolo trofico appare di fondamentale importanza per la gestione della risorsa (Pauly *et al*., 1998).

Bibliografia

AZEVEDO M. (1996) - Studying the feeding habitus of anglerfish (*Lophius* spp.) in Portuguese waters: a qualitative approach. ICES CM 1996/G: 199 pp.

OLASO I., PEREDA P., GONZALES R. (1982) - The feeding of young angler fishes (*Lophius budegassa* Spinola and *Lophius piscatorius* L.) in Division VIIIc and Ixa of ICES. ICES, C.M.1982/G: 38, 12 p.

PAULY D., CHRISTENSEN N., DALSGAARD J. (1998) - *Fishing down marine food webs sciente*, **279**: 860-863.

PRECIADO I., VELASCO F., OLASO I., LANDA J. (2006) - Feeding ecology of black anglerfish *Lophius budegassa* seasonal, bathymetric and ontogenetic shifts. *J. Mar. Biol. U.K.*, **86**: 877-884.

RODRIGUEZ M.G., PEREDA P., LANDA J., ESTEBAN A. (2005) - On the biology and growth of the anglerfish *Lophius budegassa* Spinola, 1807 in the Spanish Mediterranean: a preliminare approach. *Fisheries Research*, **71** (2): 197-208.

STAGIONI M., MAZZONI E., VALLISNERI M. (2006) - Struttura trofica di popolazioni ittiche demersali adriatiche: note su *Lophius budegassa* (Spinola, 1807). *Atti 67° Congresso UZI*: 7.

UNGARO N., MARANO G., AUTERI R., VOLANI A., MASSUTI E., GARCIA-RODRIGUEZ, OSMANI K. (2002) - Distribution, abundance and biological features of anglerfish (*Lophius piscatorius* and *L. budegassa*) (Osteichtyes: Lophiiformes) in the Mediterranean Sea. *Sci. Mar.,* **66** (2): 55-63.

Ricerca svolta con finanziamenti del progetto MIPAAF (Direzione Generale Pesca Marittima): "Struttura trofica di popolazioni demersali".

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 368-369

M. Stagioni, E. Mazzoni*, M. Vallisneri

Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale, Università di Bologna,
Via Selmi, 3 – 40126 Bologna, Italia.
maria.vallisneri@unibo.it
*Laboratorio di Biologia Marina e Pesca di Fano (PU), Università di Bologna, Italia.

DIETA DEL NASELLO IN ALTO-MEDIO ADRIATICO: NOTE DI 7 CAMPAGNE DI PESCA A STRASCICO

DIET OF EUROPEAN HAKE IN THE NORTHERN-MIDDLE ADRIATIC SEA: NOTE OF 7 BOTTOM TRAWL SURVEYS

Abstract - *The diet of hake* Merluccius merluccius*, one of the main demersal and commercial species in the Mediterranean Sea, was studied in the Northern-Middle Adriatic Sea during the cruises: MEDITS 2005-2006; GRUND 2005; ZTB 2005 (Barbare; Pomo; Ravenna); RETI TROFICHE 2005. Specimens ranged between 53 to 670 mm TL. The diet was mainly composed of fish, particularly:* Engraulis encrasicolus *(54% weight),* Cepola macrophthalma *(18% weight),* Gobius niger *(4% weight),* Merluccius merluccius *(4% weight), crustaceans (particularly decapods). There were size and season related changes in the trophic spectrum and in the degree of stomach fullness.*

Key-words: Merluccius merluccius*, diet, feeding habits, Northern-Middle Adriatic Sea.*

Introduzione - Il nasello (*Merluccius merluccius*) rappresenta una delle specie demersali di maggior impatto per la pesca in Adriatico sia per l'abbondanza (2.000-4.000 tonnellate di sbarcato annuo) che per il rilevante valore commerciale (Ungaro *et al*., 2001). La dieta del nasello si basa principalmente su pesci e crostacei, la cui percentuale varia con la taglia sia nel Mediterraneo nord ovest (Cartes *et al*., 2004; Bozzano *et al*., 2005; Carpentieri *et al*., 2005), che in Adriatico (Karlovac, 1959; Zupanovic, 1968; Piccinetti e Piccinetti Manfrin, 1971a; Jukic, 1972; Froglia, 1973; Jardas, 1976). Scopo del lavoro consiste nell'aggiungere informazioni circa la dieta del nasello del mar Adriatico su cui scarseggiano informazioni degli ultimi tre decenni.

Materiali e metodi - Nell'ambito del "Progetto: Struttura trofica di popolazioni demersali" finanziato dal MIPAAF (Direzione Generale Pesca Marittima), nel corso degli anni 2005 e 2006, sono stati effettuati 91 campionamenti in Alto-Medio Adriatico fra 15,5 e 348 m di profondità. Su un totale di 1.646 esemplari sono stati registrati i seguenti parametri: lunghezza totale (LT, mm), peso corporeo (P, g), sesso (mediante diagnosi macroscopica, distinguendo tra femmine "F", maschi "M", indeterminati "I" e non determinabili "ND"). E' stato valutato lo stato di riempimento degli stomaci, sono state identificate le prede (fino al livello tassonomico più basso possibile), successivamente contate, pesate e fotografate mediante sistema computerizzato di immagini. I dati sono stati informatizzati mediante database relazionale "Microsoft Access" e analizzati mediante "pacchetto statistico R". È stata condotta un'analisi dei cluster sulla taglia, utilizzando come misura di similarità le prede. Sono stati calcolati i principali indici, al fine di individuare le variazioni del regime trofico in rapporto al sesso, alla taglia, alle stagioni, alla profondità.

Risultati - La dieta è composta principalmente da crostacei (particolarmente decapodi) e pesci. In base all'indice numerico le prede principali sono rappresentate da crostacei (*Processa* sp. 22,2%, *Philocheras* sp. 15,2%, *Solenocera membranacea* 6%) e da pesci (*Engraulis encrasicolus* 19,2%, *Cepola macrophthalma* 4,7%, *Gaidropsarus biscayensis* 2,9%). In base all'indice gravimetrico, prede principali sono: *Engraulis encrasicolus* 54,5%, *Cepola macrophtalma* 17,8%, *Gobius niger* 4,4%, *Merluccius merluccius* 4,1%, *Solenocera* sp. 2,2%, *Processa* sp. 0,9%, *Alpheus glaber* 0,9%. Il cannibal-

ismo è presente, occorrendo nell'1% degli stomaci. L'indice IRI che correla numero, peso e frequenza delle prede, fa risaltare *Engraulis encrasicolus* 70,4%, *Processa* sp. 13,6%, *Cepola macrophthalma* 5,1%. La taglia di 150 mm delinea il passaggio da una dieta prevalentemente a base di crostacei ad una più tipicamente ittiovora. Oltre i 300 mm, pur conservandosi la netta preferenza per i pesci, raddoppia la percentuale dei crostacei rispetto alle taglie intermedie. Le stagioni incidono sulla dieta, determinando un aumento dei crostacei nei mesi estivi e dei pesci in quelli invernali (X^2=128.7, gl=1, p<0,001). L'attività alimentare sembra essere più elevata oltre i 150 mm di taglia e nei mesi estivi.

Conclusioni - Il nasello*, Merluccius merluccius,* si conferma come predatore che occupa differenti livelli trofici durante lo sviluppo ontogenetico. Da adulto occupa un alto livello metabolico e preda specie commerciali come acciughe o crostacei decapodi e mostra fenomeni di cannibalismo di piccoli naselli. I fattori che interagiscono pesantemente con la dieta, già a livello di classi di prede, sono taglia e stagione, mentre la profondità gioca un ruolo meno deciso, solo a livello di specie ed il sesso appare ininfluente. Il cambiamento nella dieta si registra attorno ai 150 mm passando dalla preferenza per i crostacei a quella per i pesci, in accordo con i dati relativi all'Adriatico (Zupanovic, 1968; Piccinetti e Piccinetti Manfrin, 1971; Froglia, 1973) ed al Tirreno (Carpentieri *et al*., 2005).

Bibliografia

BOZZANO A., SARDA F., RIOS J. (2005) - Vertical distribution and feeding patterns of the juvenile European hake, *Merluccius merluccius* in the NW Mediterranean. *Fish. Res*., **73**: 29-36.

CARPENTIERI P., COLLOCA F., CARDINALE M., BELLUSCIO A. (2005) - Feeding habits of hake (*Merluccius merluccius*) in the Central Mediterranean Sea. *Fish. Bull*., **103**: 411-416.

CARTES J.E., REY J., LLORIS D., GIL DE SOLA L. (2004) - Influente of evironmental variables on the feeding and diet of European hake (*Merluccius merluccius*) on the Mediterranean Iberian coasts. *J. Mar. Biol. Ass. U.K*., **84**: 831-835.

FROGLIA C. (1973) - Osservazioni sull'alimentazione del merluzzo (*Merluccius merluccius* L.) del medio Adriatico. *Atti V Congr. Soc. It. Biol. Mar.,* Edit. Salentina: 327-341.

JARDAS I. (1976) - Contribution to the knowledge of the biology of hake in the Adriatic Sea. *Rev. Trav. Inst. Peches marit*., **40** (3/4): 615-618.

JUKIC S. (1972) - Ishrana ostica (*Merluccius merluccius*), bukve (*Boops boops*), trlje (*Mullus barbatus*) i arbuna (*Pagellus erythrinus*) u Kastelanskom zaljevu. *Acta Adriatica*, **14** (4): 1-40.

KARLOVAC O. (1959) - On the feeding of the hake (*Merluccius merluccius* L.) of the Adriatic Sea. *Proc. Gen. Fish. Coun. Medit*., **5**: 333-339.

PICCINETTI C., PICCINETTI MANFRIN G. (1971) - Osservazioni sull'alimentazione del merluzzo (*Merluccius merluccius*) in Alto-Medio Adriatico. *Note Lab. Biol. Mar. e Pesca Fano*, **4**: 41-64.

UNGARO N., VRGOC N., MANNINI P. (2001) - The biology and stock assessment of *Merluccius merluccius* (L.) in the Adriatic Sea: an historical review by geographical management units. *GFCM-SAC Working Group on Demersal Species*. Tunis, 13th-16th March 2001.

ZUPANOVIC S. (1968) - Study of hake (*Merluccius merluccius* L.) biology and population dynamics in the Central Adriatic. *Rev. Gen. Fish. Counc. Medit*., **32**: 5-24.

Ricerca svolta con finanziamenti del progetto MIPAAF (Direzione Generale Pesca Marittima): "Struttura trofica di popolazioni demersali".

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 370-371

B. Zava, P. Gianguzza*, S. Riggio*

Wilderness studi ambientali, Via Cruillas, 27 - 90146 Palermo, Italia.
wildernessbz@hotmail.com
*Laboratorio di Ecologia, Dip. di Biol. Anim., Università di Palermo,
Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italia.

NUOVA CATTURA DI *LOBOTES SURINAMENSIS* (BLOCH, 1790) IN TIRRENO MERIDIONALE (OSTEICHTHYES: LOBOTIDAE)

NEW CAPTURE OF THE TRIPLETAIL LOBOTES SURINAMENSIS *(BLOCH, 1790) IN THE SOUTHERN TYRRHENIAN SEA (OSTEICHTHYES: LOBOTIDAE)*

Abstract *– New capture of the Tripletail* Lobotes surinamensis *(Bloch, 1790) in the southern Tyrrhenian Sea (Osteichthyes: Lobotidae). The specimen was a male of 470 mm total length long, caught by purse seine in October 2006, 25 miles off Punta Raisi (Palermo, Sicily). A brief description of the specimen and comment on the food item occurrence are given.*

Key-words - Lobotes surinamensis*, record, food item, Sicily, southern Tyrrhenian Sea.*

Introduzione – Specie cosmopolita, considerata ancora rara per il Mediterraneo occidentale (Bradai, 2000; Hemida *et al.*, 2003), *Lobotes surinamensis* (Bloch, 1790) è stata segnalata per la prima volta in Mediterraneo nelle acque del palermitano da Pietro Doderlein nel settembre 1875. Successivamente è stata catturata nelle acque di Pizzo (CZ) nell'ottobre del 1967 (Bini, 1968) e nel settembre 1996 nelle acque di Monte Argentario, Grosseto (De Pirro *et al.,* 1997). La mattina del 1 ottobre 2006 durante una battuta di pesca l'equipaggio del motopesca 4PA580, di proprietà dei fratelli Nevoloso di Isola delle Femmine (Palermo) catturava, con una rete di circuizione (cianciolo), sotto un pattino alla deriva, a circa 25 miglia N da Punta Raisi (Palermo), un esemplare di *L. surinamensis*. Quest'ultimo nuotava all'ombra del pattino insieme ad una trentina di individui di *Naucrates ductor* (Linneo 1758), 7 di *Coryphaena hippurus* Linneo 1758 e 2 di *Schedophilus ovalis* (Cuvier 1833). In questa breve nota si riportano i principali caratteri morfologici dell'esemplare catturato e le osservazioni sul suo contenuto stomacale.

Materiali e metodi – L'esemplare di *L. surinamensis* acquistato al mercato ittico di Isola delle Femmine, è stato trasportato nel laboratorio della Wilderness Studi Ambientali dove è stato fotografato e misurato. È stato inoltre, prelevato lo stomaco per analizzarne il contenuto stomacale.

Risultati – L'esemplare di *L. surinamensis* aveva un peso di 2525 gr., una lunghezza totale di 470 mm ed una lunghezza standard di 410 mm. (Raggi: D=XI-15; A=III-11; P=14; V=I-5; C=18). Colorazione: dorso bruno alternato ad aree giallastre, più scuro in prossimità delle pinne; fianchi e ventre grigio metallico, pinne pettorali gialle, caudale orlata di giallo. L'analisi del contenuto stomacale ha rilevato la presenza di due esemplari di *N. ductor* che misuravano rispettivamente 225 mm e 220 mm di lunghezza totale (179-177 mm lunghezza standard) ed avevano un peso di 108.82 gr e 80.97 gr.

Conclusioni – Come precedentemente notato da De Pirro *et al.* (1997) tutte le catture di questa specie nelle acque italiane avvengono durante la stagione autunnale. Secondo gli stessi pescatori di Isola delle Femmine un altro individuo di *L. surinamensis* era stato pescato qualche giorno prima sotto un FAD ma giudicato di scarso valore commerciale era stato immediatamente rilasciato. Dati di letteratura riportano

che *L. surinamensis* sia un predatore opportunista di crostacei e piccoli pesci (Sommer *et al.,* 1996). Merriner e Foster (1974) sostengono che questa specie si nutre prevalentemente di clupeidi. Secondo Franks *et al.* (2003) la dieta di *L. surinamensis* è composta al 49.4% di crostacei e al 50.6% di osteitti. In particolare due specie pelagiche, il carangide *Chloroscombrus chrysurus* (Linneo 1766) e il clupeide *Brevoortia patronus* Goode, 1878, risultano essere maggiormente predate da *L. surinamensis*. Poiché non esistono dati sulla alimentazione di questa specie in Mediterraneo sembra interessante riportare in questa nota la predazione di *L. surinamensis* su *N. ductor*.

Ringraziamenti – Un doveroso ringraziamento è rivolto a Christian Capapè (Montpellier, France), alla marineria di Isola delle Femmine (Palermo) ed in particolare ad Antonino e Salvatore Nevoloso e a Sergio La Ciura che hanno permesso di acquisire l'esemplare.

Bibliografia

BINI G. (1968) - Un pesce perciforme raro per i mari italiani (*Lobotes surinamensis* Bloch, 1790). *Atti Soc. Pelor. Sc. Fis. Mat. Nat*., **14** (1-2): 49-53.

BRADAI M.N. (2000) – Diversité du peuplement ichtyque et contribution à la connaissance des sparidés du Golf de Gabès. Ph. D. Thesis, University of Sfax, Tunisia: 600 pp.

DE PIRRO M., TOSI G., VANNI S. (1997) - Terza cattura nei mari italiani di *Lobotes surinamensis* (Bloch, 1790) (Actinopterygii, Perciformes, Lobotidae). *Atti Soc. tosc. Sci. nat. Mem.,* (B) **103** (1996): 113-114.

DODERLEIN P. (1875) – Descrizione di un specie del genere esotico *Lobotes*, presa nelle acque dei contorni di Palermo. Memoria del socio Prof. Pietro Doderlein. Palermo Tipografia Fraurentenfelder: 13 pp.

FRANKS J.S., VANDER KOOY K.E., GARBER N.M. (2003) – Diet of tripletail, *Lobotes surinamensis*, from Mississipi coastal waters. *Gulf Caribb. Res*., **15**: 27-32.

HEMIDA F., GOLANI D., DIATTA Y., CAPAPÈ C. (2003) - On the occurence of the Tripletail, *Lobotes surinamensis* (Bloch, 1790) (Osteichthyes: Lobotidae), off the coast of Algeria (Southern Mediterranean). *Annales Ser. Hist. nat*., **13** (2): 145-148.

MERRINER J.V., FOSTER W.A. (1974) – Life history aspects of the tripletail, *Lobotes surinamensis* (Chordata-Pisces-Lobotidae), in North Carolina waters. *J. Elisha Mitchell Sci. Soc*., **90** (4): 121-124.

SOMMER C., SCHNEIDER W., POUTIERS J.M. (1996) – *FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of Somalia*. FAO, Rome: 376 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 374-375

C. Caroppo[1], L. Stabili[1,2]

[1]IAMC, Sezione di Taranto – CNR, Via Roma, 3 – 70400 Taranto, Italia.
carmela.caroppo@iamc.cnr.it
[2]DiSTeBA, Università di Lecce, Italia.

DINAMICA DEL PICOPLANCTON E DEL VIRIOPLANCTON NEL MAR PICCOLO DI TARANTO (MAR IONIO SETTENTRIONALE)

PICOPLANKTON AND VIRIOPLANKTON DYNAMICS IN THE MAR PICCOLO OF TARANTO (NORTHERN IONIAN SEA)

Abstract *- Picoplankton includes both autotrophic and heterotrophic organisms of size <2 μm. In order to test the relationships of these components with virioplankton we determined heterotrophic picoplankton, picophytoplankton and virioplankton dynamics in the Mar Piccolo of Taranto. Results evidenced that virioplankton could have a predatory effect on picoplankton in such polluted environment.*

Key-words: *picoplankton, virioplankton, pollution, Mar Piccolo of Taranto.*

Introduzione – Il picoplancton è costituito da microrganismi autotrofi (picofitoplancton) ed eterotrofi. I primi sono dotati di clorofilla e ficobiliproteine (ficoeritrina e ficocianina) che permettono loro di organicare il carbonio inorganico (CO_2) attraverso il processo di fotosintesi. I secondi ottengono l'energia necessaria per le funzioni metaboliche dalla ossidazione della materia organica. Il picoplancton è un elemento fondamentale della catena alimentare microbica. Ultimamente si sta facendo strada l'ipotesi di un controllo biotico sul picoplancton operato dai virus (Fuhrman, 1999). Il presente lavoro si pone l'obiettivo di studiare la dinamica del picoplancton e del virioplancton nel Mar Piccolo di Taranto, un ecosistema soggetto ad inquinamento antropico e poco indagato relativamente a tali componenti planctoniche.

Materiali e metodi – Campioni d'acqua di mare sono stati prelevati mensilmente (giugno 2001 - maggio 2002) in superficie e sul fondo, in due stazioni del Mar Piccolo. I campioni di acqua sono stati immediatamente fissati, in contenitori sterili, con formalina al 2% e conservati a +4 °C. Per l'analisi dell'abbondanza del picoplancton i subcampioni sono stati filtrati su filtri neri, Nucleopore in policarbonato e di porosità 0.2 μm; inoltre, la determinazione degli eterotrofi è stata effettuata in seguito a colorazione con DAPI (Porter e Feig, 1980). Per la conta dei virus i filtri sono stati colorati con SYBR Green I. Per il calcolo della biomassa picoplanctonica, il biovolume è stato convertito in carbonio organico, assumendo 220 fg C μm^{-3} per gli autotrofi (Søndergaard *et al.*, 1991) e 310 fg C μm^{-3} per gli eterotrofi (Fry, 1990).

Risultati – L'abbondanza media annuale del picofitoplancton è stata di 67,2±26,9 cellule 10^3 ml^{-1}. Durante il periodo estivo (giugno – settembre) sono stati raggiunti i massimi annuali (settembre, in superficie). Da ottobre a maggio i valori si sono ridotti drasticamente con una media di 5,4±1,3 cellule 10^3 ml^{-1}. Nelle stazioni indagate la quota superficiale ha fornito sempre le abbondanze cellulari più elevate. I valori medi di biomassa sono stati pari a 7,14±0,36 μg C l^{-1} e i valori massimi sono stati osservati nel periodo estivo. In particolare, l'incremento della biomassa è apparsa costante nel periodo luglio-settembre per poi ridursi in ottobre e dicembre. L'andamento della biomassa è risultato confrontabile nelle stazioni e quote esaminate. Diversa è stata la composizione per taglie: nella quota superficiale le forme piccole si sono affermate maggiormente rispetto al fondo.

Il valore medio annuale del picoplancton eterotrofo è stato di 25,87±3,92 $\times 10^5$ cellule ml^{-1}. Le massime concentrazioni sono state registrate in estate con il valore più elevato a luglio in superficie e ad agosto sul fondo. Il valore minimo è stato invece osservato a dicembre sul fondo. Il valore massimo di biomassa batterica è stato rilevato a luglio in superficie (598,79±0,08µ µg C l^{-1}) e ad agosto sul fondo (307,88±0,35µ µg C l^{-1}). I valori minimi sono stati osservati nel periodo compreso tra novembre e dicembre. I batteri di taglia piccola sono aumentati nel periodo estivo-autunnale. Il picco dei batteri di taglia grande invece è comparsa a settembre in superficie e a giugno in profondità. I batteri di taglia intermedia sono risultati dominanti rispetto alle altre taglie dimensionali per l'intero anno.

I valori più elevati di densità virale sono stati osservati a luglio con una maggiore concentrazione in superficie. L'abbondanza virale si è ridotta ai minimi valori (0,05±0,007 $\times 10^8$ cellule ml^{-1}) nel mese di gennaio. Il trend della densità virale ha seguito quello del picoplancton infatti è stata evidenziata una correlazione significativa tra il ciclo annuale delle abbondanze di tali componenti.

Conclusioni – Le abbondanze e biomassa del picofitoplancton e del picoplancton eterotrofo osservate sono confrontabili con quelle riscontrate in altri ambienti costieri e salmastri (Acosta Pomar e Giuffrè, 1996; Coffin e Sharp 1987; Maugeri *et al.,* 1992). Le densità virali riscontrate coincidono con quelle osservate in altri ecosistemi marini costieri (Bongiorni *et al*., 2005). Secondo Fuhrman (1999) la densità virale diminuisce generalmente di un ordine di grandezza nei sistemi oligotrofici rispetto a quelli eutrofici. Le elevate densità virali osservate nel Mar Piccolo lasciano supporre che i virus potrebbero esercitare una considerevole pressione predatoria sui batteri in tale ambiente caratterizzato da un elevato carico trofico.

Bibliografia

ACOSTA POMAR M.L., GIUFFRÈ C. (1996) - Pico-, nano- and microplankton communities in hydrothermal marine coastal environments of the Eolian Islands (Panarea and Vulcano) in the Mediterranean Sea. *J. Plankton Res.*, **18**: 715-730.

BONGIORNI L., MAGAGNINI M., ARMENI M., NOBLE R., DANOVARO R. (2005) - Viral production, decay rates, and life strategies along a trophic gradient in the north Adriatic Sea. *Appl. Environ. Microbiol.*, **71** (11): 6644-6650.

COFFIN R.B., SHARP J.H. (1987) - Microbial trophodynamics in the Delaware Estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **41**: 253-257.

FRY J.C. (1990) - Direct methods and biomass estimation. *Methods in Microbiology*, Academic Press, **22**: 41-85.

FUHRMANN J.A. (1999) - Marine viruses and their biogeochemical and ecological effects. *Nature*, **399**: 541-548.

MAUGERI T.L., ACOSTA POMAR M.L.C., BRUNI V., SALOMONE L. (1992) - Picoplankton and picophytoplankton in the Ligurian Sea and Straits of Messina (Mediterranean Sea). *Bot. Mar.,* **35**: 493-502.

PORTER K.G., FEIG Y.S. (1980) - The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.*, **25**: 943-948.

SØNDERGAARD M., JENSEN L.M., ÆRTEBJERG G. (1991) - Picoalgae in Danish coastal waters during summer stratification. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **79**: 139-149.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 376-377

M. De Domenico, M. De Luca, G. Ruggeri, S. Scarfì, F. Smedile, E. De Domenico

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 – 98166 Messina, Italia.
edd@unime.it

CARATTERIZZAZIONE FISIOLOGICA E TASSONOMICA DI BATTERI ISOLATI NEL MAR TIRRENO MERIDIONALE

PHYSIOLOGICAL AND TAXONOMICAL CHARACTHERIZATION OF BACTERIAL STRAINS ISOLATED FROM SOUTHERN TYRRHENIAN SEA

Abstract *- To evaluate viable microbial communities structure 227 water samples from 14 Stations of southern Tyrrhenian Sea were analysed. Bacterial plate counts in Marine Agar medium were carried out and 61 bacterial strains were investigated. Isolates were tested by API 20NE system, BIOLOG GP microplates and by classical identification pathways and classified by molecular approach also.*

Key-words*: Mediterranean Sea, bacteria, molecular characterization.*

Introduzione – Il presente lavoro si inquadra nell'ambito di un più ampio programma di ricerca, che da anni viene svolto presso il Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina dell'Università di Messina, sulle relazioni tra comunità microbiche e masse d'acqua nel Mar Mediterraneo (Albright *et al.*, 1987; Rheinheimer *et al.*, 1994; De Domenico *et al.*, 1996). In particolare, questo studio è stato effettuato su campioni di acqua prelevati durante la campagna oceanografica CIESM-SUB1, svolta nel luglio 2005 a bordo della N/O Universitatis, con lo scopo di studiare con approccio multidisciplinare aree poco conosciute del Mar Tirreno meridionale e della parte settentrionale del Canale di Sicilia per valutare eventuali cambiamenti fisici e biologici generati dall'ingresso di acque più calde e più salate provenienti dal bacino orientale.

Materiali e metodi – In ciascuna stazione sono stati eseguiti profili CTDO-Fl e campionamenti con bottiglie Niskin da 10 litri, a varie quote dalla superficie al fondo (max 3600 m) in 14 stazioni distribuite nel Mar Tirreno meridionale ed al confine settentrionale con il Canale di Sicilia. I batteri eterotrofi, ottenuti dopo semina spread-plate su Marine Agar (20 °C per 8 giorni) ed isolati in coltura pura già a bordo, sono stati caratterizzati in laboratorio seguendo un approccio di tipo morfo-fisiologico e tassonomico. Sono stati utilizzati i seguenti test: colorazione di Gram, morfologia cellulare, ossidasi, catalasi, motilità, attività lipolitica su Tween 80, resistenza al vibriostatico O/129 (150 μg), crescita su terreno TCBS (De Domenico *et al.*, 1996, 2002). La caratterizzazione biochimica è stata effettuata tramite i kit API 20 NE e BIOLOG GP. Per le analisi molecolari (Giuliano *et al.*, 1999) si è proceduto all'estrazione del DNA e successivamente all'amplificazione ed al sequenziamento del 16S rDNA.

Risultati – I conteggi vitali su Marine Agar hanno mostrato i valori più elevati ($4{,}9\times10^3$ CFU/ml) nello strato 800-1200 m di profondità, in accordo a precedenti indagini (De Domenico *et al.*, 1996, 2002). Su 202 ceppi isolati solo 61 (30,2%) sono cresciuti nei successivi trapianti e sono stati analizzati. In particolare, i test effettuati sui ceppi hanno presentato i seguenti risultati: Gram-negativi 87,3%; positività all'ossidasi 95,8%; positività alla catalasi 63,2%; dotati di motilità 64,6%. Le indagini tassonomiche mostrano la presenza del 68,9% di ceppi affiliati ai gamma-P*roteobatteri* (42,9% *Alteromonas*; 26,2% *Halomonas*; 9,5% P*seudoalteromonas*; 21,4% altri), il 16,4% agli *alfa-proteobatteri* (70% *Erythrobacter*; 10% *Methylarcula*; 20% altri), l'8,2% ai *Fir-*

micutes (60% *Bacillus*; 20% *Oceanobacillus*; 20% altri*),* il 4,9% agli Actinobatteri (66,7% M*icrococcus*; 33,3% *Cellulosimicrobium*) e l'1,6% ai Bacteroidetes (100% *Salegentibacter*) (Fig. 1).

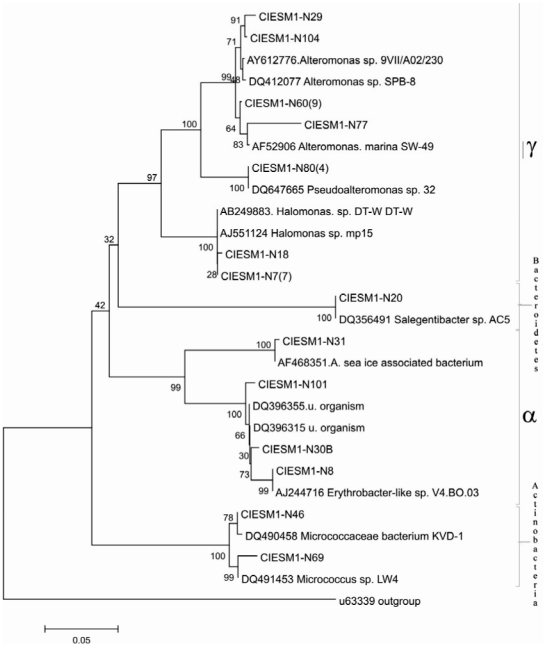


Fig. 1 - Albero filogenetico.
Phylogenetic tree.

Conclusioni – La caratterizzazione fisiologica e tassonomica dei ceppi isolati durante questa campagna ha fornito un ulteriore contributo alla conoscenza della struttura delle comunità batteriche del Mar Tirreno meridionale, ancora poco conosciuto sotto questo aspetto. Infatti, durante gli ultimi dieci anni, si è avuta l'opportunità di studiare la composizione e la distribuzione delle comunità microbiche marine in varie aree del bacino Mediterraneo (occidentale ed orientale), ma nonostante ciò esistono ancora talune importanti zone, come quella descritta nel presente lavoro che non possiedono un background sufficiente di dati storici per una opportuna analisi comparativa. È auspicabile che nell'ambito di ulteriori programmi di ricerca, non solo in ambito CIESM, sia possibile incrementare le conoscenze sulla ecologia microbica di tale area.

Bibliografia

ALBRIGHT L., MCCRAE S.K. (1987) - Annual cycle of bacterial specific biovolumes in Howe sound, a canadian west coast fjord sound. *Appl. Env. Microbiol.,* **53**: 2739-2744.

DE DOMENICO M., GIULIANO L., CORTESE G., DE DOMENICO E. (1996) - Distribuzione delle comunità microbiche in relazione con le caratteristiche idrologiche in acque pelagiche del Canale di Sardegna. *Atti 11° Congresso Ass. Ital. Oceanol. Limnol.:* 363-372.

DE DOMENICO M., SCARFÌ S., LEONARDI M., RAFFA F., DE DOMENICO E. (2002) - Variazione temporale delle comunità microbiche in un sito pelagico al largo di Capo Passero (Mare Ionio meridionale). *Biol. Mar. Medit.,* **10** (2): 994-997.

GIULIANO L., DE DOMENICO M, DE DOMENICO E., HÖFLE M.G., YAKIMOV M.M. (1999) - Identification of culturable oligotrophic bacteria within naturally occurring bacterioplankton communities of the Ligurian sea by 16S rRNA sequencing and probing. *Microb. Ecol.,* **37**: 77-85.

RHEINHEIMER G., GOCKE K. (1994) - The use of bacteriological variables for the characterization of different water bodies. *Int. Rew. Ges. Hydrobiol.*, **79**: 605-619.

Ricerca svolta con finanziamenti del programma MIUR-FIRB "Biodiversità ed organizzazione delle comunità in differenti contesti ambientali" (U.O. n°8: Comunità microbiche e masse d'acqua in Mar Mediterraneo) e parzialmente dell'Università di Messina (PRA 2003).

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 378-379

M. De Luca, M. De Domenico, G. Ruggeri, M.C. Minissale, E. De Domenico

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina
Salita Sperone, 31 - 98166 Messina, Italia.
edd@unime.it

DISTRIBUZIONE DI BATTERI LUMINOSI NELLO STRETTO DI SICILIA

LUMINESCENT BACTERIA DISTRIBUTION IN THE STRAITS OF SICILY

Abstract *- To evaluate quantitative and qualitative luminescent bacteria distribution 155 water samples from 13 Stations of Sicily Straits were analysed during January 2007. Luminescent bacteria plate counts were carried out in SWC medium. A taxonomic characterization was carried out, by molecular analysis on 26 isolates from various stations and depths. An ARDRA analysis was carried out to study the microbial diversity of the luminous community.*

Key-words*: Sicily Straits, bacteria, luminescence, distribution.*

Introduzione – Nell'ambito delle ricerche svolte sulle relazioni tra comunità microbiche e masse d'acqua nel Mar Mediterraneo (De Domenico *et al*., 1996), in anni recenti, l'attenzione è stata indirizzata allo studio dei batteri luminosi (De Domenico *et al.*, 2005). Le indagini già svolte (De Luca, 2006) hanno interessato una vasta area (Creta-Gibilterra) e, per alcune zone, differenti periodi stagionali. Lo Stretto di Sicilia, insieme a Gibilterra, risulta essere un luogo idrologico cruciale (Gasparini *et al*., 2005) e quindi particolarmente interessante per queste indagini. Come è noto, i batteri luminosi sono ubiquitari nell'ambiente marino, sono tipicamente eterotrofi, Gram negativi ed appartengono ai generi *Vibrio*, *Photobacterium* e *Alteromonas* (Baumann e Schubert, 1989; Nealson *et al.*, 1991). Vengono evidenziati in associazione con altri organismi marini di cui risultano commensali, saprofiti, parassiti e patogeni ma sono presenti anche in forme free-living.

Materiali e metodi – A bordo della N/O Urania (22-31 gennaio 2007) sono stati prelevati 155 campioni d'acqua di 13 stazioni (0-1424 m) ubicate nello Stretto di Sicilia (tra l'Isola di Lampedusa ed il Golfo di Gela). In tutte le stazioni sono stati eseguiti profili CTDO-Fl e campionamenti con bottiglie Niskin. In ogni campione è stata quantificata la presenza sia di batteri vitali (CV) su Marine Agar (spread plate), sia di batteri luminosi (BL) su Sea Water Complete (filtri 0,45 μm). Gli isolamenti dei ceppi batterici sono iniziati a bordo, ed in laboratorio si è proceduto alle analisi biomolecolari (estrazione del DNA, amplificazione del 16S rDNA) per la caratterizzazione tassonomica (Giuliano *et al.*, 1999). Si è proceduto, inoltre, ad una preliminare analisi di restrizione, mediante ARDRA (amplified rDNA restriction analysis), tecnica che permette di raggruppare tutti gli amplificati in specifici cluster (Kita-Tsukamoto *et al*., 2005) e fornisce una analisi della diversità della comunità microbica. Il campione di DNA viene digerito separatamente con due enzimi di restrizione (HHA I e RSA I) su gel di agarosio al 2%.

Risultati – Le CV su Marine Agar hanno presentato valori compresi tra 5 e 4000 CFU/ml, riscontrati rispettivamente nelle stazioni 21 (600 e 1100 m) e 50 (885 m). I BL hanno mostrato valori molto disomogenei, compresi tra 2 e 94 CFU/100 ml. In particolare, il valore minimo è stato riscontrato in 18 campioni ed il valore massimo a 574 m nella stazione 17. Da segnalare che circa il 42% dei campioni esaminati è risultato privo di batteri luminosi. L'analisi di restrizione effettuata su 26 isolati dalle piastre di SWC, mostra la presenza di 4 OTU (Operational Taxonomic Unit) per ognuno dei due enzimi di restrizione utilizzati.

Considerazioni - Dall'osservazione della distribuzione della componente microbica luminosa si evidenzia una netta stratificazione caratterizzata da un'alta concentrazione batterica tra 200 e 400 m; nella parte sud-occidentale dell'area di campionamento è presente una massa d'acqua superficiale, ricca di BL, che perde consistenza procedendo verso la costa siciliana. Al di sotto dei 500 m è presente una distribuzione omogenea con valori molto bassi. Per quanto riguarda l'analisi di restrizione effettuata su 26 isolati, si evidenzia la presenza di 4 OTU (Fig. 1) per ognuno dei due enzimi di restrizione utilizzati. Ciò indicherebbe una bassa diversità della comunità microbica luminosa nell'area esaminata che risulta in accordo con quanto riscontrato in precedenti studi nello Stretto di Sicilia. L'insieme dei dati ottenuti mostra che in questo periodo stagionale la comunità microbica luminosa risulta caratterizzata da valori molto elevati per questa zona (De Luca, 2006), con una distribuzione spaziale che segue quanto già osservato in quest'area del Mediterraneo.

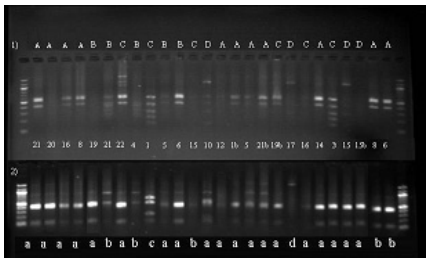


Fig. 1 - Analisi di restrizione ARDRA con gli enzimi RSA I (1) e HHA I (2).
ARDRA restriction analysis by RSA I (1) & HHA I (2) enzymes.

Bibliografia

BAUMANN P., SCHUBERT R.H.W. (1989) - Vibrionaceae. *Bergey's Manual of Sistematic Bacteriology*, **1**: 516-545.

DE DOMENICO M., GIULIANO L., CORTESE G., DE DOMENICO E. (1996) - Distribuzione delle comunità microbiche in relazione con le caratteristiche idrologiche in acque pelagiche del Canale di Sardegna. *Atti 11° Congresso Ass. Ital. Oceanol. Limnol.*: 363-372.

DE DOMENICO M., DE LUCA M., GIULIANO L., GUADAGNO D., LO GIUDICE A., LEONARDI M., SCARFÌ S., DE DOMENICO E. (2005) - Ulteriori indagini sulla distribuzione di batteri luminosi in acque pelagiche del Mare Ionio (Mar Mediterraneo). *Biol. Mar. Medit.*, **12** (1): 625-630.

DE LUCA M. (2006) - I Batteri Marini Luminescenti in Mar Mediterraneo. Tesi di Dottorato, Università di Genova: 109 pp.

GASPARINI G.P., ORTONA A., BUDILLON G., ASTRALDI M., SANSONE E. (2005) - The effect of the eastern Mediterranean transient on the hydrographic characteristics in the Strait of Sicily and in the Tyrrhenian Sea. *Deep-Sea Research part I*, **52**: 915-935.

GIULIANO L., DE DOMENICO E., DE DOMENICO M., HOFLE M.G., YAKIMOV M.M. (1999) - Identification of the most abundant oligotrophic bacteria within naturally occurring marine bacterioplankton communities of the Ligurian sea by 16S rRNA sequencing and probing. *Microb. Ecol.,* **37**: 77-85.

KITA-TSUKAMOTO K., YAO K., KAMIYA A., YOSHIZAWA S., UCHIYAMA N., KOGURE K., WADA M. (2006) - Rapid identification of marine bioluminescent bacteria by amplified 16S ribosomal RNA gene restriction analysis. *FEMS Microbiol. Lett.,* **256**: 298-303.

NEALSON K.H., WOODLAND HASTINGS J. (1991) - The Luminous Bacteria. In: Balows A., Truper H.G., Dworkin M., Harder W., Schleifer K.-H. (eds), *The Prokariotes,* **1**: 625-639.

Ricerca svolta con finanziamenti dell'Università di Messina (PRA 2003).

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 380-381

C. Facca, A. Sfriso

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Venezia,
Calle Larga Santa Marta, 2137 – 30123 Venezia, Italia.
facca@unive.it

COMUNITÀ MICROALGALI IN AREE DELLA LAGUNA DI VENEZIA CARATTERIZZATE DA POPOLAZIONI NATURALI E TRAPIANTATE DI *NANOZOSTERA NOLTII*

MICROALGAL COMMUNITIES IN AREAS OF VENICE LAGOON CHARACTERIZED BY NATURAL AND TRANSPLANTED NANOZOSTERA NOLTII *POPULATIONS*

Abstract *– The paper compares the microalgal distribution in two stations of Venice lagoon populated by* Nanozostera noltii *(Hornemman) Tomlinson et Posluzny. The station, whose sediments and seagrasses were imported, was characterised by lower microalgal abundance both in the water column and in the surface sediments. In both sites the benthic diatoms were at least 6 times as abundant as the planktonic ones.*

Key-words: *phytoplankton, benthic diatoms,* Nanozostera noltii*, Venice lagoon.*

Introduzione – In due aree della laguna di Venezia, popolate da *Nanozostera noltii* (Hornemman) Tomlinson *et* Posluzny, sono stati raccolti campioni di acqua e sedimento per studiare la distribuzione delle comunità microalgali planctoniche e bentoniche. Una stazione è stata scelta perché caratterizzata da condizioni prevalentemente naturali (Petta di Bò), mentre l'altra (Lido) ha subìto, recentemente, importanti modifiche dovute ad interventi di ripascimento con sedimenti sabbiosi, su cui, successivamente, sono state trapiantate le fanerogame.

Materiali e metodi – I campioni d'acqua e di sedimento sono stati prelevati in entrambe le stazioni con cadenza mensile da gennaio a dicembre 2005. La determinazione del fitoplancton è stata fatta secondo il metodo Utermöhl (1958) e i campioni di sedimento superficiale sono stati trattati come descritto in Facca *et al*. (2002) per le diatomee bentoniche. Per confrontare l'abbondanza delle due comunità i dati del fitoplancton sono stati integrati per unità di superficie in funzione dell'altezza della colonna d'acqua. La caratterizzazione degli ambienti è stata fatta anche con misure dei principali nutrienti (fosforo reattivo RP, azoto inorganico disciolto DIN e silicato reattivo Si nella colonna d'acqua; fosforo totale TP e azoto totale TN nel sedimento superficiale).

Risultati – L'abbondanza media delle comunità fitoplanctoniche è stata $33\pm39 \times 10^4$ cells cm^{-2} e $89\pm147 \times 10^4$ cells cm^{-2} nelle stazioni di Lido e di Petta di Bò, rispettivamente. Le nanoflagellate hanno rappresentato fino al 94% dell'abbondanza con valori medi su tutto l'anno attorno al 55%. Le diatomee planctoniche non hanno superato il 23% delle abbondanze a Lido (valore medio $6.23\pm6.33 \times 10^4$ cells cm^{-2}) e il 55% a Petta di Bò ($12\pm9.92 \times 10^4$ cells cm^{-2}). Il confronto degli andamenti osservati nella colonna d'acqua delle due stazioni non ha evidenziato valori significativamente diversi (test ANOVA ad una via, $p>0.05$). Le abbondanze cellulari medie delle diatomee bentoniche sono state $66\pm32 \times 10^4$ cells cm^{-2} a Lido e $113\pm53 \times 10^4$ cells cm^{-2} a Petta di Bò. In questo caso il test di ANOVA ha rilevato differenze significative tra le due stazioni ($p<0.05$). Sia il fitoplancton sia le diatomee bentoniche sono state più abbondanti nella stazione con condizioni naturali (Petta di Bò), dove sono state registrate concentrazioni maggiori dei principali nutrienti (a Lido nella colonna d'acqua RP: 0.27 ± 0.16 μM,

DIN: 16.1±8.4 μM, Si: 2.28±1.49 μM, nel sedimento superficiale TP: 424±71 μg g^{-1}, TN: 0.29±0.26 mg g^{-1}; a Petta di Bò nella colonna d'acqua RP: 0.45±0.6 μM, DIN: 34±26 μM, Si: 3.21±4.53 μM, nel sedimento superficiale TP: 385±23 μg g^{-1}, TN: 0.70±0.35 mg g^{-1}).

Le diatomee bentoniche sono state da 6 a 30 volte più abbondanti di quelle planctoniche per unità di superficie. Il test di ANOVA tra comunità bentonica e planctonica ha evidenziato differenze altamente significative ($p<0.001$) in entrambe le stazioni.

Confrontando la composizione tassonomica è emerso che il fitoplancton aveva una distribuzione tendenzialmente omogenea nelle due stazioni studiate, mentre le diatomee bentoniche hanno presentato un'abbondanza significativamente (ANOVA $p<0.05$) maggiore dei generi *Cocconeis*, *Nitzschia* e *Thalassiosira* nella stazione di Petta di Bò.

Conclusioni – La biomassa di *N. noltii* è stata ca. 3 volte maggiore nella stazione a condizioni naturali ed ha evidenziato un progressivo decremento in quella "artificiale". Supponendo che ci possa essere competizione per le risorse tra fanerogame e microalghe è stato piuttosto inaspettato che entrambe le comunità siano state più abbondanti a Petta di Bò. Va, tuttavia, considerato che la maggiore densità di diatomee nei sedimenti della stazione con caratteristiche naturali può essere in parte giustificata dalle diverse caratteristiche granulometriche. Il microfitobenthos tende, infatti, ad essere più abbondante nei sedimenti prevalentemente fini (Facca *et al*., 2002) che costituiscono anche un habitat preferenziale per *N. noltii* (Sfriso e Facca, 2007). Un altro fattore che probabilmente favorisce una più elevata densità microfitobentonica in coincidenza con la più alta biomassa di fanerogame è la maggiore stabilità dei sedimenti. D'altra parte si è visto anche che a Petta di Bò la concentrazione dei principali nutrienti è stata fino a due volte maggiore di quella della stazione Lido.

Bibliografia

FACCA C., SFRISO A., SOCAL G. (2002) - Temporal and spatial distribution of diatoms in the surface sediment of the Venice lagoon. *Botanica Marina*, **45**: 170-183.

SFRISO A., FACCA C. (2007) - Distribution and production of macrophytes and phytoplankton in the lagoon of Venice: comparison of actual and past situation. *Hydrobiologia*, **577**: 71-85.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 382-383

L. Pane, E. Giacco, G.L. Mariottini, M. Rosso

Dipartimento di Biologia (DIBIO), Università di Genova,
Viale Benedetto XV, 5 – 16132 Genova, Italia.
pane@unige.it

CENTROPAGES TYPICUS (KROYER, 1849) E POPOLAMENTI MESOZOOPLANCTONICI NEL GOLFO DEL TIGULLIO (MAR LIGURE)

CENTROPAGES TYPICUS *(KROYER, 1849) AND ZOOPLANKTONIC ASSEMBLAGE IN THE GULF OF TIGULLIO (LIGURIAN SEA)*

Abstract - *Physico-chemical parameters, chlorophyll a concentration, mesozooplancton abundance and the population of the copepod* Centropages typicus *(Calanoida) in the Tigullio Gulf (Ligurian Sea) were evaluated. The relative abundance of adults and copepodid stages of* C. typicus *and the female/male rate were studied.*

Key-words: Centropages typicus*, plankton, Ligurian Sea.*

Introduzione - *Centropages typicus* (Kroyer, 1849) è una specie atlantica acclimatata nel Mediterraneo dove è presente, con sensibili variazioni stagionali (Razouls, 1974), durante tutto il corso dell'anno; è una specie dominante il popolamento a copepodi delle acque occidentali del Mar Ligure e riveste una notevole importanza nella rete trofica di questo areale (Carlotti e Nival, 1992). In questa nota viene presa in considerazione l'abbondanza della popolazione di *Centropages typicus*, nei diversi stadi di sviluppo, e la densità del mesozooplancton di un'area neritica del Mar Ligure, in relazione ad alcuni fattori ambientali.

Materiali e metodi - I campionamenti di acqua di mare e di plancton sono stati effettuati mensilmente (gennaio-dicembre 2000) in una stazione fissa antistante la città di Rapallo (Golfo di Genova, Mar Ligure). In situ sono stati registrati i valori di temperatura e di salinità (sonda multiparametrica YSI30). Per la determinazione della biomassa fitoplanctonica sono stati prelevati campioni di acqua di mare (bottiglia oceanografica Niskin) in superficie ed a diverse profondità (0, 25 e 50 m). Sono stati effettuati campionamenti orizzontali superficiali e verticali (0-25 m; 25-50 m) di mesozooplancton utilizzando un retino WP-2 (200 μm di vuoto di maglia). I campioni, fissati in formalina al 4%, sono stati osservati al microscopio per la determinazione tassonomica degli organismi e l'identificazione degli stadi di sviluppo di *C. typicus*.

Risultati - I valori di temperatura e di salinità, nel periodo considerato, sono variati da 11,8 °C (gennaio, superficie) a 24,5 °C (agosto, 2,5 m), e da 36,7 PSU (febbraio, 10 m; dicembre, 5 m) a 38,9 PSU (giugno, 50 m). La concentrazione di clorofilla *a* è variata da 0,08 μg/l (ottobre, 25 m) a 1,79 μg/l (gennaio, superficie); La densità totale del mesozooplancton superficiale è variata da un minimo di 118 ind/m^3 (febbraio) ad un massimo di 2657 ind/m^3 (luglio) e lungo la colonna d'acqua le densità sono variate da un minimo di 161,9 ind/m^3 (gennaio, 25-50 m) ad un massimo di 2864,1 ind/m^3 (luglio, 0-25 m). I copepodi hanno rappresentato la frazione dominante dello zooplancton, con percentuali globali variabili da 50,3% (superficie) a 66,0% (0-50 m) ed in particolare a febbraio è stato superato il 94% (25-50 m). Tra i copepodi, le specie più rappresentative sono risultate: *Paracalanus parvus*, *Clausocalanus furcatus*, *Centropages typicus*, *Acartia clausi*, *Oithona helgolandica*. *Centropages typicus* è stato ritrovato in tutti i campionamenti effettuati; considerando i valori delle densità di *C. typicus*, integrate lungo la colonna d'acqua, è stato riscontrato un picco particolarmente elevato

nel mese di giugno (9575 ind/m^2) ed un secondo, di entità minore, nel mese di settembre (1588 ind/m^2). *Centropages typicus* ha rappresentato una frazione importante del popolamento a copepodi con percentuali del 18% nella colonna d'acqua e del 13% in superficie. La struttura di popolazione di *C. typicus* ha compreso sia forme adulte sia di copepodite (CII-CV stadio), questi ultimi sempre numericamente dominanti, in particolare nei mesi di giugno e settembre; gli individui adulti sono stati reperiti con densità variabile da 33 ind/m^2 (gennaio) a 1500 ind/m^2 (giugno) ed i copepoditi CIII-CIV, che sono risultati più abbondanti, da 440 ind/m^2 (gennaio) a 8075 ind/m^2 (giugno). Il rapporto tra i sessi è risultato sempre favorevole alle femmine (adulti e copepoditi) che risultano particolarmente dominanti da novembre ad aprile.

Conclusioni - Le densità di *Centropages typicus* sono risultate analoghe a quelle riscontrate in Mar Ligure in anni precedenti (Della Croce *et al*., 1981; Carli *et al*., 1994; Sei *et al*., 1999; Pane *et al*., 2005a) e hanno seguito l'andamento della biomassa fitoplanctonica che ha mostrato i valori più elevati all'inizio della primavera ed alla fine dell'estate con una sfasatura di circa un mese. Tuttavia, in altre zone del Mar Ligure, sono state riscontrate notevoli quantità di esemplari anche in tarda primavera e inizio autunno (Pane *et al*., 2003, 2005b). Lo studio effettuato sulla dinamica di popolazione di *Centropages typicus,* ha confermato che la continua riproduzione di questo copepode si intensifica quando è maggiormente disponibile nell'ambiente sostanza organica di origine autotrofa.

Bibliografia

CARLI A., FRASCHETTI S., MAGNI P., MARIOTTINI G.L., PANE L., PRUZZO C., ROMAIRONE V. (1994) - Study of planktonic populations in relation to the eutrophication state of the water in a Ligurian Sea zone. Unep/Fao: Final reports on research projects dealing with eutrophication problems. *Map technical reports series,* Unep, Athens, **78**: 37-52.

CARLOTTI F., NIVAL P. (1992) - Model of copepod growth and development: moulting and mortality in relation to physiological processes during and individual moult cycle. *Mar. Ecol. Progr. Ser.,* **84**: 219-233.

DELLA CROCE N., FABIANO M., ZUNINI SERTORIO T. (1981) - Composizione qualitativa e quantitativa dello zooplancton. Alassio - Savona - Chiavari - Corniglia (1977-1981). Università di Genova, Cattedra di Idrobiologia e Pescicoltura, Facoltà di Scienze M.F.N., Rapp. Tecn., **15**.

PANE L., DE NUCCIO L., BOZZOLASCO M., MARIOTTINI G.L., DEBBIA E. (2003) - Studio dell'associazione zooplancton-batteri in un'area neritica del Golfo di Genova (Mar Ligure). *Biol. Mar. Medit.,* **10** (2): 1022-1025.

PANE L., BOCCARDO S., BONFIGLIOLI F., MARIOTTINI G.L., PRIANO F., CONIO O. (2005a) - Polycyclic aromatic hydrocarbons in water, seston and copepods in a harbour area in the Western Mediterranean (Ligurian Sea). *Mar. Ecol*., **26**: 89-99.

PANE L., BOCCARDO S., MARIOTTINI G.L. (2005b) - Mesozooplankton assemblage and first record of *Paracartia grani* Sars G.O., 1904 (Copepoda: Calanoida) in the Western Harbour of Genova (Ligurian Sea). *Riv. Biol-Biol. Forum,* **98**: 323-336.

RAZOULS C. (1974) - Variations annuelles quantitatives de deux espèces dominantes de copépodes planctoniques *Centropages typicus* et *Temora stilifera* de la region de Banyuls: cycles biologiques et estimations de la production. III- Dynamique des populations et calcul de leur production. *Cahiers de Biologie Marine,* **15**: 51-88.

SEI S., LICANDRO P., ZUNINI SERTORIO T., FERRARI I. (1999) - Research on zooplankton in the Gulf of Rapallo. *Chem. Ecol.,* **16**: 75-93.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 384-385

G. Socal[1,2], Bentox-Net[2]

[1]Istituto di Scienze Marine (ISMAR), Venezia, Italia.
giorgio.socal@ismar.cnr.it
[2]BENTOX-NET http://www.bentoxnet.it/

BENTOX-NET: UN NETWORK PER LO STUDIO DI *OSTREOPSIS* SPP. E DI ALTRE MICROALGHE BENTONICHE POTENZIALMENTE TOSSICHE

BENTOX-NET: A NETWORK ON THE STUDY OF OSTREOPSIS *SPP. AND OTHERS POTENTIALLY TOXIC BENTHIC MICROALGAE*

Abstract *– BENTOX-NET is a research and management initiative driven by the need for integrated and effective action in response to the threat of a new type of harmful algal blooms on the Italian coast. Recently, massive growth of benthic microalgae of the genus* Ostreopsis *have seriously impacted the ecosystems and human health. The network includes a wide range of expertise as taxonomy, toxin chemistry, genetics and algal ecology.*

Key-words*: network,* Ostreopsis*, harmful benthic algal blooms.*

Introduzione – Specie di dinoflagellati appartenenti al genere *Ostreopsis* sono tipiche delle associazioni tropicali responsabili di intossicazioni umane del tipo "ciguatera". Fioriture di *Ostreopsis* sono state avvistate nel Mediterraneo, a Villefranche sur Mer, sin dagli anni '70 (Congestri *et al*., 2006). Al momento è nota la presenza di due specie potenzialmente tossiche di *Ostreopsis* nel bacino Nord-Ovest del Mar Mediterraneo: *O. ovata* e *O.* cf. *siamensis* (Penna *et al*., 2005). Gli eventi dannosi riconducibili a fioriture di *Ostreopsis* spp., riportati per la prima volta lungo le coste toscane nel 1998 (Sansoni *et al*., 2003; Simoni *et al*., 2004), sono stati registrati ad oggi in molte altre località costiere della penisola durante il periodo estivo. L'impatto sull'ecosistema durante le fioriture è grave: si manifestano alterazioni della qualità e del colore dell'acqua, ipossia e/o anossia dei fondi e, ancora più seriamente, morie di invertebrati bentonici come molluschi, celenterati ed echinodermi. In particolare, in Liguria ed in Puglia sono stati segnalati fenomeni allarmanti per la salute umana.

Obiettivi – BENTOX-NET si propone essenzialmente attività di ricerca e coordinamento nel campo delle microalghe marine potenzialmente tossiche, con l'obiettivo di diffondere ed incrementare le conoscenze che permettano una migliore gestione delle Harmful Benthic Algal Blooms (HBABs) in Italia.

BENTOX-NET include una vasta gamma di expertise scientifiche che comprendono la tassonomia morfologica e molecolare, la fisiologia e i cicli vitali, l'ecologia delle specie planctoniche e del micro e macrofitobenthos, l'ecologia teorica dei sistemi planctonici e bentonici, la chimica delle tossine di origine algale. In questi settori i ricercatori afferenti alla rete costituiscono punti di riferimento a livello nazionale e internazionale, ricoprendo un ruolo attivo e di responsabilità in programmi scientifici, nonché in strutture di coordinamento internazionale per le attività inerenti alle alghe tossiche.

BENTOX-NET prevede, sia nella fase di realizzazione di un programma scientifico sia in quella di supporto alla gestione dei problemi derivanti dalle fioriture algali tossiche, la collaborazione con numerosi altri ricercatori che operano negli enti rappresentati nella stessa nonché in altri enti di ricerca e di gestione.

Risultati attesi - Analisi autoecologiche e sinecologiche delle specie responsabili delle fioriture, la loro caratterizzazione tassonomica e genetica, l'analisi chimica delle

tossine in gioco, studi tossicologici, ricerche sulla fisiologia dei ceppi algali implicati e approcci modellistici e statistici consentiranno di rispondere a molti degli interrogativi che questi fenomeni, poco conosciuti e non riconducibili ad altri eventi nel mondo, pongono al fine di fornire uno strumento valido per misure di intervento e di gestione. Tali attività sono da prevedere sia nei casi di emergenza, quando la fioritura è in atto e si manifesta con tutte le sue connotazioni negative, sia per una gestione a lungo termine, che preveda l'individuazione di aree e periodi a rischio, la previsione e la mitigazione degli effetti negativi e la messa in atto di contromisure.

Benefici previsti – La rete si propone di: a) stabilire una comunicazione ottimale fra gruppi di ricerca già impegnati sul territorio italiano in studi sul problema delle fioriture bentoniche potenzialmente tossiche; b) mettere a punto procedure intercalibrate di campionamento e conteggio, che consentano la piena confrontabilità dei dati che si stanno raccogliendo nelle regioni italiane interessate dal fenomeno, c) continuare ricerche in corso da integrare con monitoraggi *ad hoc* nelle varie regioni interessate al fenomeno; d) stabilire collaborazioni individuali con enti regionali interessati al controllo e alla gestione delle fioriture in termini di qualità dell'ambiente marino, alimentazione, salute pubblica, attività turistiche e balneazione; e) mettere a punto una strategia di pronto intervento su misura delle esigenze e delle competenze presenti nelle diverse regioni; f) stabilire una strategia di comunicazione con il pubblico e con la stampa che fornisca informazioni corrette, volte ad evitare disinformazione o allarmismi ingiustificati; g) proporre progetti di ricerca sulle tematiche sopraindicate e cercarne il finanziamento presso enti pubblici di varia natura; h) addestrare personale di enti locali preposti al controllo ambientale e alla salute pubblica sulle metodiche di campionamento ed identificazione degli organismi potenzialmente tossici; i) produrre pubblicazioni divulgative e scientifiche sull'argomento, da diffondere attraverso bollettini, giornali e riviste nazionali e internazionali; l) organizzare riunioni scientifiche, divulgative e organizzative per favorire la diffusione di informazioni e promuovere attività di ricerca e di gestione dei fenomeni legati alle microalghe bentoniche tossiche.

Bibliografia

CONGESTRI R., PENNA A., ZINGONE A. (2006) – BENTOX-NET, a Research and management initiative on *Ostreopsis* spp. and other benthic microalgal blooms on the Italian coasts. *Harmful Algal Blooms*, **32**: 11-12.

PENNA A., VILA M., FRAGA S., GIACOBBE M.G., ANDREONI F., RIOBÒ P., VERNESI C. (2005) - Characterization of *Ostreopsis* and *Coolia* (Dinophyceae*)* isolates in the Western Mediterranean Sea based on morphology, toxicity and ITS - 5.8S rDNA sequences. *Journal of Phycology*, **41**: 212-225.

SANSONI G., BORGHINI B., CAMICI G., CASOTTI M., RIGHINI P., RUSTIGHI C. (2003) - Fioriture algali di *Ostreopsis ovata* (Gonyaulacales: Dinophyceae): un problema emergente. *Biologia Ambientale*, **17**: 17-23.

SIMONI F., DI PAOLO C., NUTI S., LEPRI L., MELLEY A., GADDI A. (2004) - Alghe dinoflagellate epifitiche nelle scogliere del Mare Tirreno settentrionale. *Biol. Mar. Medit.*, **11**: 530-533.

SIMONI F., DI PAOLO C., GORI L., LEPRI L. (2004) - Further investigation on blooms of *Ostreopsis ovata*, *Coolia monotis*, *Prorocentrum lima*, on the macroalgae of artificial and natural reefs in the Northern Tyrrhenian Sea. *Harmful Algae News*, **26**: 5-7.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 388-389

M.A. Basile, F.P. Patti

Lab. di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "A. Dohrn",
Punta S. Pietro, 1 - 80070 Ischia (NA), Italia.
fpatti@szn.it

MAPPA DEL GENE NOS DEL CEFALOCORDATO *BRANCHIOSTOMA LANCEOLATUM*

NOS CODING MAP GENES OF THE CEPHALOCHORDATE BRANCHIOSTOMA LANCEOLATUM

Abstract *– In this study is reported a preliminary bioinformatics analysis based on the Nitric oxide synthase gene family and conducted on a small population of* Branchiostoma lanceolatum *(Cephalochordata) from the Gulf of Naples. Specific primers were used to amplify the putative NOS gene-coding region and the sequences were then used to construct the hypothetic map of the gene.*

Key-words: Branchiostoma lanceolatum*, nitric oxide synthase, gene modeling map.*

Introduzione – L'enzima Ossido Nitrico Sintase (NOS) è presente in tutti gli organismi viventi, dai poriferi ai cordati. La molecola è stata scoperta anche negli invertebrati (cnidari, molluschi, anellidi, artropodi ed echinodermi). La NOS degli invertebrati, molto simile a quella dei mammiferi, è caratterizzata da tre isoforme: neuronale (nNOS), inducibile (iNOS) ed endoteliare (eNOS). Obiettivo principale del presente lavoro è quello di costruire una ipotetica, parziale mappa del gene NOS di *Branchiostoma lanceolatum* (Berril, 1955) attraverso il confronto con i dati di sequenze presenti in GenBank e con riferimento al genoma di *B. floridae* disponibile in rete (http://genome.jgi-psf.org/Brafl1/Brafl1.home.html).

Materiali e metodi - Dieci individui di *Branchiostoma lanceolatum* sono stati campionati in località Santa Lucia (Golfo di Napoli) ad una profondità di circa 15 metri in un sedimento sabbioso. Nella fase iniziale del progetto sono stati utilizzati quattro primers costruiti sulla base della sequenza nNOS di *S. officinalis* (Scheinker *et al*., 2005): 756f (5'-gtgtttgatgcccgtcatat-3'), 1230r (5'-gtgcccatgtaccagccrytgaa-3'), 1230f (5'-ttcaryggctggtacatgggcac-3'), 1815r (5'-gcatgcctgaatatttcaca-3'). Due primers specifici per *B. lanceolatum* (756f e 1230r) sono stati successivamente costruiti analizzando la sequenze di *B. floridae* (AY582749) e risolvendo in tal modo le ambiguità per le basi degenerate dei primers costruiti su seppia: 756f_mod (5'-ttgtttgacgcccgtgacgt-3'), 1230r_noDeg (5'-gtgcccatgtaccagccgctgaa-3').

Risultati - Il confronto con la sequenza del gene NOS di *Apis mellifera* (Genbank NM001012962) ha fornito la precisa distanza fra i vari elementi costitutivi del gene NOS di *B. lanceolatum*. Lo schema riportato in Fig. 1a è stato disegnato partendo da una porzione di 794 bp del totale mRNA costituito da 4 esoni pari a 548 bp e tre introni di 246 bp (Watanabe *et al*., 2005). Grazie alle informazioni ottenute analizzando le sequenze di *B. lanceolatum* sono state inoltre effettuate delle ricerche in banche dati sui soli organismi per i quali fosse presente una annotazione del tratto del gene NOS in esame. Da tale ricerca sono emerse dodici specie sia di vertebrati che di invertebrati con le quali è stato costruito un cladogramma in cui risultano evidenti due gruppi principali (Fig. 2b). L'unica sequenza dell'isoforma inducibile (*4*) ricade all'interno del clade meno uniforme, con un gruppo minore costituito da vertebrati superiori ed uno maggiore caratterizzato da tre insetti ed un mollusco. Il secondo clade, più omogeneo, è costituito da forme neuronali del gene NOS: di uno cnidario,

due insetti, un mollusco e due cefalocordati, *B. lanceolatum* e *B. floridae*. Tutti i nodi sono supportati da valori di bootstrap maggiori di 60.

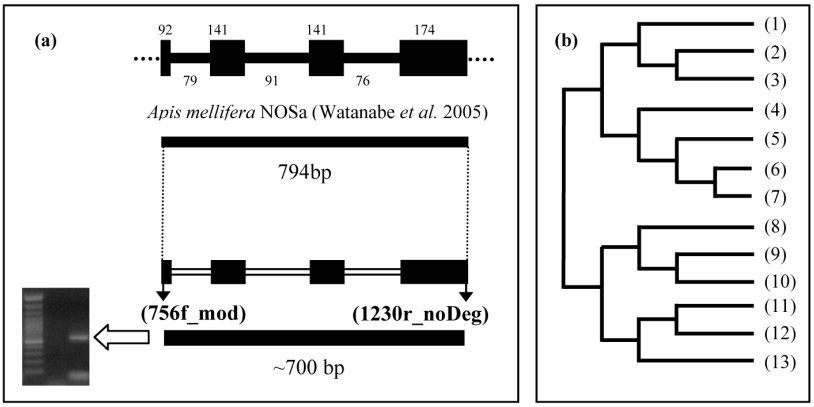


Fig. 1 - (a) Ricostruzione della mappa genetica di una porzione di 700bp del nDNA della NOS di *B. lanceolatum* (nella foto del minigel di agarosio la prima linea corrisponde al marcatore, la seconda è il controllo negativo, la terza rappresenta il prodotto di amplificazione con 756f_mod e 1230r_noDeg di circa 700bp). (b) Cladogramma costruito con "*maximum parsimony analysis*": *(1) Danio rerio* **AY211528**, *(2) Mus musculus* **BC083183**, *(3) Homo sapiens* **NM000620**, *(4) Aplysia californica* **AY043287,** *(5) Drosophila melanogaster* **NM078817**, *(6) Manduca sexta* **AF062749**, *(7) Bombyx mori* **AB071182**, *(8) Sepia officinalis* **AY582749**, *(9) Anopheles stephensi* **AY583529**, *(10) Apis mellifera* **NM001012962**, *(11) Discosoma striata* **AY036119**, *(12) Branchiostoma floridae* **AF396968**, *(13) Branchiostoma lanceolatum.* In grassetto i numeri di accesso delle sequenze di Genbank.

(a) Reconstruction of B. lanceolatum *700bp nDNA fragment NOS genetic map. (In the agarose minigel picture, the first line from the left is the marker, the second line is the negative control and the last line is the 756f_mod-1230r_noDeg PCR product of about 700bp). (b) Maximum parsimony cladogram. In bold the Genbank accession numbers.*

Conclusioni - Wang *et al.* nel 2001, esaminando i dati del lavoro di duplicazione del genoma di Hughes *et al.,* dove i geni NOS erano confrontati con i cluster Hox, concludono che nell'analisi filogenetica un evento di duplicazione genica poteva essere avvenuto prima della differenziazione tra protostomi e deuterostomi e che il confronto tra diversi modelli diveniva il presupposto necessario per formulare ipotesi evolutive. Il presente lavoro ha permesso la costruzione di una mappa ipotetica di una regione del genoma di anfiosso fondamentale per lo studio evolutivo di quei caratteri che possono essere la chiave di lettura dell'origine dei vertebrati.

Bibliografia

HUGHES A.L., DA SILVA J., FRIEDMAN R. (2001) - Ancient genome duplications did not structure the human Hox-bearing chromosomes. *Genome Res.*, **11**: 771-780.

SHEINKER V., FIORE G., DI CRISTO C., DI COSMO A., D'ISCHIA M., ENIKOLOPOV G., PALUMBO A. (2005) - Nitric oxide synthase in the nervous system and ink gland of the cuttlefish *Sepia officinalis*. Molecular cloning and expression. *Biochem Biophys Res Commun*, **338** (2): 1204-1215.

WANG T., WARD M., GRABOWSKI P., SECOMBES C.J. (2001) - Molecular cloning, gene organization and expression of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) inducible nitric oxide synthase (iNOS) gene. *Biochem. J.*, **358**: 747-755.

WATANABE T., SHIGA T., YAMAMOTO T., SUZUKI N., ITO E. (2005) - *Apis mellifera* AmNOS mRNA for nitric oxide synthase: (dati Genebank non pubblicati).

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 390-391

F. Fiori, E. Rambaldi[1], P. Pelusi[1], D. Matarazzo, F. Ottolenghi[1], F. Binda[1], G. Prioli, R. Gramolini[2]

M.A.R.E. S.c. a r.l., Via E. Toti, 2 – 47841 Cattolica (RN), Italia.
ffiori@coopmare.com
[1]Consorzio Mediterraneo S.c. a r.l., Via A. Guattani, 9 - Roma., Italia.
[2]Studio Ass. Kosmos, Via V. Veneto, 16 - Fano (PU), Italia.

DEFINIZIONE DI UN SISTEMA INFORMATIVO GEOGRAFICO (WEBGIS) PER LA GESTIONE DELLA RISORSA VONGOLA *CHAMELEA GALLINA* IN PUGLIA

DEFINITION OF GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEM (WEBGIS) FOR THE MANAGEMENT OF THE RESOURCE STRIPED VENUS CHAMELEA GALLINA *IN PUGLIA*

Abstract *– Investigation on* Chamelea gallina *were carried out along the Southern Adriatic coastal zone (Puglia) to collect histological, environmental and biological series. Field studies were conducted seasonally with the aim to collect production, biometric and market data on target species. With the purpose to give a tool for a proper resource management, the data were finally organised in a GIS.*

Key-words: *geographical information system, stock, management,* Chamelea gallina*, southern Adriatic Sea.*

Introduzione – Nell'ambito della gestione delle attività di pesca e qualificazione dei prodotti, un'attenzione particolare viene rivolta ai molluschi bivalvi fossori (Froglia 1987, Fiori *et al.*, 2002), particolarmente sensibili alle variazioni dello status fisico, chimico e microbiologico delle zone di produzione (Giulini *et al.*, 1998; Rambaldi *et al.*, 2002). Lo studio si è proposto di approfondire le conoscenze utili alla gestione della risorsa vongola (*Chamelea gallina)* in Puglia, e di mettere a punto un metodo di analisi spaziale e restituzione delle informazioni (WebGIS). Uno strumento sperimentale, che con le opportune modifiche, potrà essere applicato anche ad altre risorse di pesca o allevamento.

Materiali e metodi - Per raccogliere informazioni ambientali e serie storiche dei dati utili al progetto, è stata svolta un'articolata azione di rilevamento bibliografico presso le istituzioni pubbliche e private. Per le attività sul campo sono state individuate due aree costiere della Puglia; una nel Compartimento di Manfredonia, a est di Capo Iale (FG), e l'altra nel Compartimento di Molfetta, a nord del porto di Barletta (BA). Lo svolgimento di n.7 campagne di campionamento, nel 2006, su transetti prestabiliti e a batimetriche comprese tra 2 e 8 metri, ha consentito di valutare la presenza e consistenza dei banchi di vongola e di raccogliere campioni analizzati sotto il profilo microbiologico, merceologico, biometrico e sedimentologico. I dati così raccolti stati inseriti nel database, unitamente ad alcune serie storiche disponibili (Vaccarella *et al.,* 1998), e sono stati collegati con il WebGIS, al fine di svolgere elaborazioni spaziali e ottenere le rappresentazioni tematiche relative alle informazioni inserite. Il software GIS utilizzato sia per la rappresentazione che per l'elaborazione dei dati è stato Manifold GIS Ver. 6.50; tale software incorpora nella sua versione base anche un Internet Map Server, in grado di permettere la pubblicazione dei dati sul Web. Attraverso queste tecniche, si sono stimati anche gli indici di biomassa (g/mq) su tutta la subarea di studio, partendo dai valori misurati nei punti di prelievo (Burrough P.A., 1998), utilizzando la tecnica d'interpolazione definita "Triangulated Irregular Network".

Risultati – Tutti i dati raccolti e le elaborazioni effettuate hanno permesso di sviluppare un sistema informativo territoriale, disponibile nel sito www.coopmare.com/

webgis-vongole-puglia, che ha consentito una prima utilizzazione di dati ambientali, igienico-sanitari, biologici e qualitativi, con possibilità di acquisire e fornire informazioni sulla risorsa in tempo reale. A titolo esemplificativo si evidenzia che gli indici di biomassa per le vongole di taglia commerciale (>=25 mm), nel Compartimento di Manfredonia alla profondità di 3 e 4 m, in sei mesi sono passati da valori medi di 6,68±5,56 g/mq a 34,03±33,11 g/mq. Nell'area indagata nel Compartimento di Molfetta sempre alla profondità di 3-4 m, i valori medi degli indici di biomassa per le vongole di taglia commerciale (>=25 mm), sono passati da 2,81±1,28 g/mq a 12,25±6,45 g/mq. Va precisato che nel periodo d'indagine la pesca era temporaneamente sospesa. Considerando che 5,00 g/mq è l'indice di biomassa minimo per ritenere un'area interessante per uno sfruttamento commerciale della risorsa vongole, si evidenzia come in presenza di condizioni ambientali standard, la sospensione delle attività di pesca consente una relativamente rapida ripresa degli stock. Questo è solo uno dei diversi parametri presi in considerazione, e visualizzabili con preciso riferimento geografico attraverso il webgis.

Conclusioni – Le informazioni elaborate e rese disponibili potranno essere la base conoscitiva a servizio delle strutture preposte per intervenire in maniera più incisiva nella gestione della risorsa, coniugando l'attività di regolamentazione con quella di controllo. Inoltre, l'informazione puntuale sulla qualità ambientale e igienico-sanitaria delle zone di produzione, nonché una serie di altre informazioni riguardanti le offerte commerciali dei Co.Ge.Vo., potrebbero trovare un'adeguata e moderna "vetrina" di facile accesso attraverso il web.

Bibliografia

BURROUGH P.A., MCDONNELL R.A. (1998) - *Principles of geographical information systems. Spatial information systems and geostatistics*. Oxford University Press, Oxford.

FIORI F., PRIOLI G., GRAMOLINI R., MIETTI N., TONTINI N. (2002) - Il supporto tecnico-scientifico alla gestione sperimentale della risorsa vongole (*Chamelea gallina)* nel compartimento di Chioggia, 1997-2000. *Biol. Mar. Medit*., **9** (1): 138-144.

FROGLIA C. (1987) - Clam fisheries with hydraulic dredges in the Adriatic Sea. *G.F.C.M., Stud. Rev*., **62**: 32-70.

GIULINI G., MIETTI N., RAMBALDI E., PRIORE G., SERRA G. (1998) - Determinazione dei parametri qualitativi del prodotto ittico fresco nazionale, per la definizione di standard di qualità. *Biol. Mar. Medit.,* **5** (3): 2241-2246.

RAMBALDI E., BIANCHINI M., FIORI F., MIETTI N., OTTOLENGHI F., PAGLIANI T., PELUSI P., PRIOLI G., SERRA S. (2002) - Indagine sull'utilizzo di una draga idraulica avente griglia di fondo vibrante per la pesca dei molluschi bivalvi nell'adriatico centrale. Relazione Finale MiPAF, V Piano Triennale Pesca e Acquacoltura, n. prog. 5b10.

VACCARELLA R., PAPARELLA P. (1998) - Mappatura dei banchi di *Chamelea gallina* (L.) (Mollusca, Bivalvia) nei compartimenti marittimi di Termoli, Manfredonia e Molfetta (Adriatico meridionale). *Biol. Mar. Medit*., **5** (1): 646-650.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 392-393

G. Galanti, L. Mercatelli*, A. Ugolini

Dipartimento di Biologia Animale e Genetica, Università di Firenze,
Via Romana, 17 - 50125 Firenze, Italia.
ugolini_alb@dbag.unifi.it
*INOA-CNR, Largo Fermi, 6 – 50125 Firenze, Italia.

SENSIBILITÀ SPETTRALE IN *TALITRUS SALTATOR*: SAGGI COMPORTAMENTALI

SPECTRAL SENSITIVITY IN TALITRUS SALTATOR*: BEHAVIOURAL TEST*

Abstract *– We tested the spectral sensitivity of* Talitrus saltator *(Crustacea, Amphipoda) with binary choice test. Our results confirm the sandhoppers preference for the light with wavelenght in the blue range. Therefore, this preference can be modified by adapting the eyes of the individuals to blue light. Moreover we have obtained the first direct proof of the sensitivity of sandhoppers for the UV light.*

Key-words*: orientation, spectral sensitivity, Amphipods, sandhoppers,* Talitrus saltator.

Introduzione – Studi sulla sensibilità spettrale di *Talitrus saltator* hanno mostrato una preferenza per le sorgenti luminose a lunghezza d'onda più corta in relazione all'ora del giorno (Ercolini e Scapini, 1976) con un massimo di sensibilità spettrale nel blu (Mezzetti e Scapini, 1995). Benché non molto documentata, la capacità di *T. salatator* di percepire la luce UV era già stata ipotizzata sulla base di indagini di tipo elettroretinografico (Laffort, 1992) e comportamentale (Ugolini *et al.,* 1993). Recenti studi circa l'influenza della visione del paesaggio nel recupero zonale di *T. saltator* hanno evidenziato che la visione di uno scenario che riproduce i colori dominanti nell'ambiente naturale, ovvero il blu del mare e il verde della macchia mediterranea, influenza la scelta direzionale effettuata dagli animali (Ugolini *et al.*, 2006). Pertanto, abbiamo ritenuto interessante verificare l'effettiva percezione di alcune lunghezze d'onda da parte di *T. saltator* mediante saggi comportamentali di scelta binaria.

Materiali e metodi – Gli esperimenti sono stati condotti nel novembre 2006 su esemplari adulti di *T. saltator*. L'apparato sperimentale utilizzato è composto da un corridoio cilindrico di plexiglas trasparente (lunghezza: 60 cm; Ø: 4,5 cm), alle cui estremità sono presenti due alloggiamenti dove è possibile inserire i filtri interferenziali. La luce in entrata è generata da un'unica sorgente (lampada Xenon da 150 W). Gli animali venivano inseriti attraverso un apposito foro praticato a metà del corridoio e veniva consentita loro la visione delle due sorgenti luminose con intensità simile (0,55 $\mu W/cm^2$ e 0,72 $\mu W/cm^2$ rispettivamente). Gli individui sono stati saggiati in presenza di:

- ✓ blu (436 nm) *vs* verde (546 nm)
- ✓ adattati al blu (436 nm) *vs* verde (546 nm)
- ✓ UV (350 nm) *vs* nessuna luce

I talitri venivano rilasciati dopo 20 minuti ed erano contati gli individui presenti alle due estremità del corridoio. Nei saggi di adattamento alla luce blu gli individui sono stati esposti a luce con lunghezza d'onda di 436 nm con un'intensità di circa 1,1 $\mu W/cm^2$ per venti minuti.

Risultati – I risultati mostrano che gli animali in presenza delle luci blu e verde scelgono significativamente il blu (Fig. 1A) (G test = 22,011 df=1 P<0,001). Mentre negli esperimenti con individui adattati al blu, questi non effettuano una scelta sig-

nificativa verso una delle due sorgenti luminose dirigendosi in modo casuale verso entrambe le direzioni (G test = 0,812 df=1 P = NS). Animali saggiati in presenza della sola luce UV si dirigono, in modo significativo, verso la sorgente luminosa a 350 nm (Fig. 1C) (G test = 5,854 df=1 P<0,05).

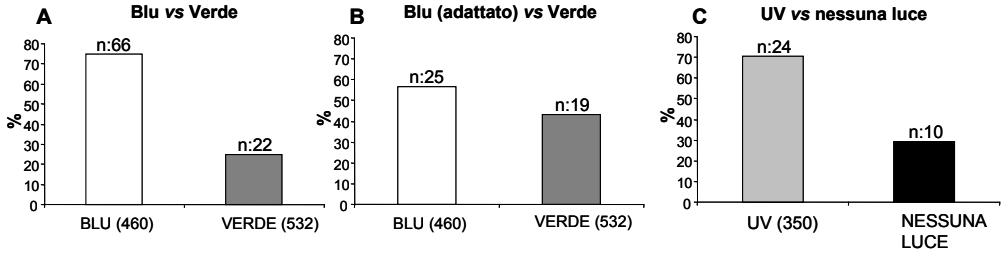


Fig. 1 - Scelta direzionale, espressa come percentuale di animali, effettuata dai talitri in presenza di fonti luminose a diversa lunghezza d'onda. A) Blu *vs* Verde, B) Blu (adattati) *vs* Verde, C) UV *vs* nessuna luce. n, numero di animali.

Frequency (%) of directional choice of sandhoppers tested between two different light sources with different wavelength. A) Blue vs Green, B) Blue (adapted) vs Green, C) UV vs Dark. n, number of animals.

Conclusioni – I risultati confermano che *T. saltator* è capace di percepire la luce con lunghezza d'onda blu (Ercolini e Scapini, 1973; Mezzetti *et al*., 1995). Questo riveste una particolare importanza ecologica contribuendo alla rapida e non ambigua identificazione dell'emiciclo di mare (Ugolini *et al*., 2006). I saggi effettuati con animali adattati a luce blu indicano che la sensibilità a questa lunghezza d'onda è legata alla presenza di un apposito pigmento. I saggi effettuati in presenza di luce UV mostrano, per la prima volta con sicurezza, la sensibilità di questi animali per tale lunghezza d'onda.

Bibliografia

ERCOLINI A., SCAPINI F. (1976) – Sensitivity and response to light in the laboratory of the littoral amphipod *Talitrus saltator* Montagu. *Monitore Zool. Ital*., **10**: 293-309.

LAFFORT B. (1992) – *Orientation spaziale et lumiere polarisée chez* Talitrus saltator *(Crustacea, Amphipoda)*. Thése du Doctorat de l'Universitè Paul Sabatier de Toulouse. *Sciences du Comportament et Neurosciences Cognitives*: 3-168.

MEZZETTI M.C., SCAPINI F. (1995) – Aspects of spectral sensitivity in *Talitrus saltator* (Montagu) (Crustacea-Amphipoda). *Mar. Fresh. Behav. Physiol*., **26**: 35-45.

UGOLINI A., LAFFORT B., CASTELLINI C., BEUGNON G. (1993) – Celestial orientation and ultraviolet perception in *Talitrus saltator*. *Ethol. Ecol. Evolution,* **5**: 489-499.

UGOLINI A., SOMIGLI S., MERCATELLI L. (2006) – Green land and blue sea: a coloured landscape in the orientation of the sandhopper *Talitrus saltator* (Montagu) (Amphipoda, Tailtridae). *J. Exp. Biol*., **209**: 2509-2514.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 394-395

A. Giannetto, M. Maisano, V. Parrino, F. Limetti, A. Mauceri, S. Fasulo

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina
Salita sperone, 31 - 98166 Messina, Italia.
sfasulo@unime.it

MORFOLOGIA DELLE BRANCHIE ED ESPRESSIONE DI METALLOTIONEINE: VALIDI BIOMARKERS IN ESEMPLARI DI *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* PROVENIENTI DA AMBIENTI NATURALI INQUINATI

GILLS MORPHOLOGY AND EXPRESSION OF METALLOTHIONEINS: VALID BIOMARKERS IN SPECIMENS OF MYTILUS GALLOPROVINCIALIS *FROM NATURAL POLLUTED ENVIRONMENTS*

Abstract: *MTs are a good candidate to monitor metal contamination in mussels. It has been investigated on morphological aspects and MT-10 and-20 (constitutive and inducibile respective isoforms) expression on gills in* Mytilus galloprovincialis *(Mollusca, Bivalvia) from polluted environments (Faro, Messina, Italy). Irregular morphology of the gills and MT-20 mRNA expression was observed.*

Key-words: *gills, metallothioneins, mussels, FISH.*

Introduzione - Le branchie dei molluschi costituiscono l'organo di accumulo dei metalli pesanti presenti in ambienti naturali. Le metallotioneine (MTs) rappresentano un biomarker specifico per l'esposizione ai metalli pesanti (Roesijadi, 1992; Carpene *et al*., 1980), svolgono un ruolo nella regolazione dei metalli essenziali (Zn e Cu), e nella detossificazione dei metalli pesanti (Cd e Hg). Studi effettuati somministrando sperimentalmente concentrazioni note di inquinanti metallici in *Mytilus galloprovincialis,* hanno dimostrato che l'espressione di MT-10 è indotta da ioni Cd, Zn e Cu, mentre i livelli di espressione di MT-20, bassi in condizioni basali, aumentano drammaticamente in risposta all'esposizione al Cd, ed in misura minore all'Hg (Dondero *et al*., 2005). L'obiettivo di questo lavoro è valutare l'effetto dell'inquinamento da metalli in ambienti naturali confinati; in particolare il Lago di Faro (Messina), caratterizzato da problematiche di inquinamento antropico, rappresenta un ambiente importante a livello commerciale per la presenza di un impianto di miticoltura. Riportiamo le alterazioni morfologiche, l'espressione e la localizzazione delle isoforme 10 e 20 delle MTs in epiteli branchiali di esemplari di *M. galloprovincialis* provenienti dal lago di Faro (Messina, Italia).

Materiali e metodi – Esemplari di *M. galloprovincialis* sono stati prelevati dal lago di Faro, ambiente caratterizzato da inquinamento di tipo principalmente antropico. Gli esemplari di controllo sono stati invece prelevati dall'allevamento di miticoltura del consorzio dei pescatori di Goro (Ferrara), considerato zona di tipo A in base al D.L. 530/92. Le sezioni di epitelio branchiale sono state colorate con Ematossilina/Eosina (H/E) per visualizzare le eventuali alterazioni morfologiche. La reazione AB-PAS (Alcian Blue - Periodic Acid Schiff) è stata da noi utilizzata in passato per evidenziare i mucociti conettivali acidi e neutri (Scarfì *et al.,* 2006). Tramite RT-PCR, a partire dal tessuto branchiale, sono state amplificate le sequenze parziali di cDNA di MT-10-III (AY566248) ed MT20-IV (AY566247). Sono state inoltre condotte analisi sulla localizzazione dei rispettivi messaggeri di entrambe le isoforme tramite ibridizzazione in situ utilizzando sonde fluorescenti antisenso a DNA di 40 bp. L'analisi dei risultati è stata condotta su 10 esemplari ed il significato statistico è stato determinato tramite analisi della varianza (ANOVA).

Risultati – Le sezioni colorate con H/E mostrano una morfologia irregolare dell'epitelio branchiale: nel filamento branchiale dei campioni provenienti da Goro le cellule ciliate risultano integre rispetto a quelle dei campioni prelevati a Faro, nei quali si osserva una notevole alterazione e iperplasia delle cellule epiteliali. I risultati istochimici hanno evidenziato alterazioni istomorfologiche ed un aumento di mucociti connettivali di tipo acido negli epiteli branchiali degli esemplari di Faro. Precedenti studi descrivono le branchie come il primo organo soggetto a incrementi dei livelli di mRNA delle MTs in seguito ad esposizione sperimentale a metalli pesanti (Lemoine *et al*., 2000). È stata amplificata una banda di 193 bp corrispondente all'MT-10 ed una banda di 161 bp corrispondente all'MT-20. I dati sono stati normalizzati con l'espressione dell'actina citoplasmatica nota per non essere modificata dalle differenti condizioni ambientali. L'MT-10 risulta espressa in condizioni basali sia negli esemplari prelevati a Faro che negli esemplari di controllo; al contrario l'MT-20, non espressa negli esemplari controllo, risulta espressa negli individui provenienti dal Lago di Faro. Le analisi statistiche mostrano una non significativa differenza ($P>0,05$) tra l'intensità di banda dell'MT-10 negli organismi provenienti dal lago di Faro rispetto ai controlli, mentre mostrano una significativa differenza di intensità di banda ($P<0,001$) dell'MT20 tra gli stessi. Per la localizzazione dei rispettivi mRNA di entrambe le isoforme è stata effettuata ibridizzazione in situ su sezioni paraffinate utilizzando sonde antisenso marcate con fluoresceina (MT-10) o rodamina (MT-20). I dati ottenuti tramite RT-PCR sono stati quindi confermati dalla localizzazione dei rispettivi mRNA. Il segnale per l'MT-10 è presente nelle branchie di entrambi gli individui (i.e., Goro e Faro). Il segnale per l'MT-20, invece, è assente nei controlli e fortemente presente negli esemplari di Faro. Le analisi statistiche mostrano una non significativa differenza ($P>0,05$) tra la positività per l'MT-10 degli organismi provenienti dal lago di Faro rispetto ai controlli, mentre mostrano una significativa differenza di positività per l'MT20 ($P<0,001$) tra gli stessi.

Conclusioni – I risultati presentati in questo lavoro supportano le osservazioni precedenti sulle risposte degli organismi all'inquinamento indotto sperimentalmente; l'epitelio branchiale altamente danneggiato e l'induzione di MT-20 in *M. galloprovincialis* dimostrano che questo ambiente, importante a livello commerciale per la presenza di un sistema di miticoltura, è caratterizzato da un inquinamento di tipo antropico. Le branchie si confermano l'organo bersaglio per l'accumulo di metalli pesanti. In conclusione i biomarkers molecolari e cellulari considerati si sono dimostrati estremamente sensibili anche per il biomonitoraggio di ambienti naturali inquinati.

Bibliografia

CARPENE E., CORTESI G., CRISETIG G., SERRAZANETTI GP. (1980) - Cadmium binding proteins from the mantle of *Mytilus edulis* after exposure to cadmium. *Thalassia Jugoslavica,* **16**: 317-323.

DONDERO F., PIACENTINI L., BANNI M., REBELO M., BURLANDO B., VIARENGO A. (2005) - Quantitative PCR analysis of two molluscan metallothionein genes unveils differential expression and regulation. *Gene,* **345**: 259-270.

LEMOINE S., BIGOT Y., SELLOS D., COSSON R.P., LAULIER M. (2000) - Metallothionein isoforms in *Mytilus edulis* (Mollusca, Bivalvia): complementary DNA characterization and quantification of expression in different organs after exposure to cadmium, zinc, and copper. *Mar. Biotechnol.,* **2**: 195-203.

ROSEIJADI G. (1992) - Metallothioneins in metal regulation and toxicity in aquatic animals. *Aquat. Toxicol. (Amst.),* **22**: 81-113.

SCARFÌ K., MAUCERI A., MAISANO M., MINNITI F., BRUNO R., FASULO S. (2006) - Morpho-functional alterations in branchial epithelium of *Mytilus galloprovincialis* (L.) living in natural and polluted environments. *Biol. Mar. Medit.*, **13**: 773-776.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 396-397

M. Giusti, S. Canese, C. Innocenti, E. Salvati,
A. Cardinali, M. Angiolillo, S. Greco

I.C.R.A.M. - Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
m.giusti@icram.org

UN DATABASE GEOREFERENZIATO PER IL MONITORAGGIO DELLA BIODIVERSITÀ MARINA

A GEOREFERENCED DATABASE FOR THE MARINE BIODIVERSITY MONITORING

Abstract *–A large amount of photos of hard bottoms benthos and of samples from trawling research campaigns were collected during a marine biodiversity monitoring project along Calabrian coasts. A geodatabase (a spatial database) has been created to store these data. This is a useful tool to locate, to study and to evaluate habitat and biocenoses of particular naturalistic and conservative interest.*

Key-words: *data collections, GIS, biodiversity.*

Introduzione - Scopo di questo studio, parte integrante del progetto "Mo.Bio.Mar. Cal." (Monitoraggio della Biodiversità Marina in Calabria), è la creazione di un geodatabase all'interno di un GIS, ovvero di un DBMS (Database Management System) in grado di produrre, gestire e analizzare dati spaziali associando a ciascun elemento geografico una o più descrizioni alfanumeriche. Esso servirà per la localizzazione, lo studio e la valutazione di habitat e biocenosi di particolare interesse naturalistico e conservazionistico presenti nei mari della Calabria. I dati disponibili e quelli raccolti *ex novo* sono molto eterogenei sia come tipologia (es. numerici, fotografici) che come scala temporale (es. rilievi stagionali, puntuali); per poterli visualizzare, confrontare ed interpretare sono stati inseriti, sfruttando gli opportuni riferimenti spaziali, in un database relazionale all'interno di un GIS.

Materiali e metodi – Il database è stato creato utilizzando il software ArcGis Desktop 9.1 della ESRI usando l'architettura del personal geodatabase (Perencsik *et al.,* 2004; Zeiler, 1999). Questo tipo di architettura utilizza il formato MBD di Microsoft Access e supporta database fino ad una dimensione massima di 2 GB (Munant, 2000). In esso le informazioni sono immagazzinate all'interno di tabelle connesse tra loro attraverso relazioni. In un geodatabase ad ogni unità geometrica di tipo vettoriale (punto, linea o poligono) è legato in modo univoco un record di una tabella del database che ne caratterizza le qualità spaziali e non solo.

Risultati – Il geodatabase è costituito, per ora, dalle tabelle "Specie" e "Siti", collegate tra loro dalla tabella "Relazione". Nella tabella "Specie" sono contenuti i campi per archiviare tutte le informazioni relative alle specie identificate. Tra queste compaiono il phylum, la classe, la specie, il nome comune, l'abbondanza, la distribuzione in Calabria, i riferimenti bibliografici, l'eventuale status di specie protetta, il tipo di protezione ed il codice identificativo della specie. Per ogni record c'è, inoltre, il link al file della foto della specie classificata. La tabella "Siti" contiene, invece, tutte le informazioni relative alla campagna di campionamento: le coordinate, il nome del sito, la profondità, la data e la durata della cala (nel caso di campionamento con pescata), il tipo di campionamento ed il codice identificativo del sito. La tabella "Relazione" è utilizzata per collegare le due tabelle precedenti. Poiché in un sito si possono trovare diverse specie e la stessa specie si può trovare in più siti, la relazione che collega le due tabelle è di tipo molti a molti. La tabella "Relazione", creata con l'interfaccia

ArcCatalog di ArcInfo, stabilisce le corrispondenze tra la tabella "Specie" e quella "Siti" utilizzando le chiavi primarie dei relativi record. La "chiave primaria" è, per definizione, un campo il cui valore identifica in modo univoco i singoli record di una tabella.

L'accesso al geodatabase avviene utilizzando il modulo ArcMap di ArcGis. Da qui si accede ad una carta georeferenziata della regione Calabria (Datum WGS84, proiezione UTM33N) che è possibile interrogare in due modi: 1) utilizzando il comando "identify" presente nella barra dei "tools" di ArcMap; 2) aprendo la tabella "Siti" o "Specie" e accedendo alla tabella correlata.

I siti di campionamento, considerando sia quelli di immersione (13) che i punti dove sono state effettuate le pescate con lo strascico (42), sono situati sia nella parte ionica che in quella tirrenica dei mari della Calabria e sono, ad oggi, 55.

Dall'analisi delle immagini raccolte durante i campionamenti in mare effettuati fino ad oggi, abbiamo identificato e inserito nel geodatabase 144 specie di pesci e 120 di macrozoobenthos.

Conclusioni - Il geodatabase, nella sua versione finale, non sarà solo un elenco di *taxa* bensì una complessa struttura relazionale che collegherà tra loro elementi informativi quanto mai vari e differenziati. Esso verrà aggiornato nel tempo con nuovi dati e con l'aggiunta di tabelle permettendoci di valutare lo stato attuale della biodiversità e in certi casi, soprattutto attraverso l'analisi dei dati storici, di ottenere stime delle tendenze future. Grazie a questo strumento, le Istituzioni Pubbliche avranno a disposizione una base organizzata di informazioni da utilizzare per l'individuazione di habitat e biocenosi di particolare interesse naturalistico e conservazionistico, caratterizzati da una marcata biodiversità e potranno, quindi, attuare le giuste politiche di conservazione di tali siti e la promozione di questi come sedi di ricerca scientifica e di divulgazione naturalistica.

Bibliografia

MUNANT A. (2000) – *Microsoft Access 2000*. Mondadori Informatica: 54 pp.

PERENCSIK A., WOO S., BOOTH B., CROSIER S., CLARK J., MACDONALD A. (2004) – *ArcGIS 9: Building a Geodatabase*. ESRI: 382 pp.

ZEILER M. (1999) – *Modeling Our World: The ESRI Guide To Geodatabase Design*. ESRI: 199 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 398-399

I. Leonori, S. Palladino*, G. Buglioni, V. Palumbo

Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Scienze Marine (CNR-ISMAR), Sede di Ancona
Largo Fiera della Pesca – 60125 Ancona, Italia.
i.leonori@ismar.cnr.it
*Regione Marche – Servizio Agr., Forest. e Pesca, Italia.

MISURE DELL'APERTURA DI MAGLIA CON IL NUOVO STRUMENTO OMEGA IN UNO STUDIO SULLA SELETTIVITÀ DELLA RETE A STRASCICO ITALIANA

MESH SIZE MEASUREMENTS BY NEW OMEGA GAUGE FOR A STUDY ON THE ITALIAN BOTTOM TRAWL SELECTIVITY

Abstract *– In 2004 the new OMEGA mesh gauge was used for the first time within of a research on selectivity of Italian bottom trawl codend. The measures of codends mesh sizes obtained by the new and the old ICES mesh gauge were compared. The accuracy of measures and the results obtained become more important also in the light of the new Mediterranean Regulation.*

Key-words*: mesh gauge, mesh selectivity, codends, trawl nets, fishery regulation.*

Introduzione – Il controllo delle dimensioni minime delle maglie delle reti da pesca è una delle misure gestionali messe in atto per garantire uno sfruttamento sostenibile delle risorse (art. 9, Regolamento CE 1967/2006). Durante il progetto UE OMEGA (2002-2005) è stato messo a punto uno strumento oggettivo per la misura delle maglie delle reti da pesca, allo scopo di superare le problematiche connesse alla misura della maglia (Anon., 2005; Leonori *et al*., 2005; Fonteyne *et al*., in press, a). Nel 2004 è stato sperimentato per la prima volta il nuovo strumento OMEGA per uno studio sulla selettività della rete a strascico italiana variando la maglia e la circonferenza dei sacchi (Leonori *et al*., 2005b). Le maglie dei sacchi sono state misurate con l'OMEGA e con lo strumento ICES attualmente utilizzato nelle applicazioni di ricerca scientifica.

Materiali e metodi – Durante le prove in Adriatico centro-meridionale sono state sperimentate 2 reti a strascico che differivano tra loro per la circonferenza dei sacchi (standard A, e maggiore della standard B) e montavano alternativamente 3 sacchi di maglia nominale di 40, 50 e 60 mm. Con gli strumenti OMEGA ed ICES sono state misurate 40 maglie di ognuno dei 6 sacchi usati. Con l'OMEGA, seguendo il protocollo di utilizzo, è stata applicata una forza di 50 N per la misura delle maglie da 40 e 50 mm (≥35 mm) e una forza di 125 N per le maglie da 60 mm (≥55 mm). Con il misuratore ICES la forza applicata è sempre circa 40 N. La significatività delle differenze tra le misure ottenute con i 2 strumenti è stata testata con il test T di Student.

Risultati – Il confronto delle misure effettuate con entrambi i misuratori sui due set di sacchi è riportato in Tab. 1. Dalla tabella si evince che le misure ottenute con l'OMEGA risultano in genere maggiori di quelle con l'ICES al crescere della maglia. Ciò determina un valore più piccolo del fattore di selettività quando viene utilizzato l'OMEGA per misurare la maglia (SF=L50/mesh opening). La differenza di misura risulta altamente significativa con la maglia da 60 mm a cui viene applicata con l'OMEGA una forza 3 volte maggiore di quella con l'ICES (rispettivamente 125 e 40 N). L'uso di una forza di 125 N con l'OMEGA nel caso di maglie $\geq$55 mm corrisponde alla forza media impressa manualmente dall'operatore con lo strumento ufficiale (Reg. CE 129/2003). Le DS risultano più basse con l'OMEGA rispetto all'ICES, tranne che per la maglia da 40 mm. Ciò significa che le misure effettuate con l'OMEGA presen-

tano un più stretto intervallo di variabilità. Questo risultato è correlato alla diversa modalità di funzionamento dei 2 strumenti a confronto. Infatti lo strumento OMEGA è azionato elettricamente e misura automaticamente l'apertura di maglia che risulta indipendente dall'operatore e dall'attrito tra lo strumento e il filato. Con l'ICES la velocità di stiramento della maglia non è costante e dipende dall'operatore. Inoltre si hanno problemi legali di validità dello strumento ICES in quanto la forza applicata durante la misura dipende da una molla interna che va periodicamente tarata.

Tab. 1 - Misura dell'apertura di maglia dei 6 sacchi effettuata con gli strumenti ICES e OMEGA.
Mesh size measurement of 6 codends carried out by the ICES and the OMEGA gauges.

Rete	Misuratore	Maglia Standard		Maglia Intermedia		Maglia Grande	
		Apertura maglia ± DS (mm)	Test T signif. P	Apertura maglia ± DS (mm)	Test T signif. P	Apertura maglia ± DS (mm)	Test T signif. P
A	ICES	39,8 ± 1,65		52,5 ± 2,21		58,92 ± 1,31	
	OMEGA	40,1 ± 1,68	0,423	52,9 ± 1,78	0,437	65,70 ± 1,18	0,000
B	ICES	40,2 ± 1,68		52,6 ± 2,06		61,95 ± 1,93	
	OMEGA	40,1 ± 1,73	0,744	52,8 ± 1,88	0,611	68,50 ± 1,65	0,000

Conclusioni - I risultati ottenuti sulle reti sperimentate in Adriatico sono in accordo con quelli del progetto OMEGA (Fonteyne *et al*., in press, b). Nel 2005 l'OMEGA è stato approvato dall'ICES come nuovo standard per le applicazioni di ricerca sulla pesca in sostituzione del vecchio misuratore ICES in uso dal 1962. L'adozione di un unico strumento come misuratore standard (ispezioni, ricerca e l'industria) comporta una più efficace applicazione dei regolamenti sulle misure gestionali e un più sicuro utilizzo da parte dei pescatori delle dimensioni di maglia stimate dagli studi di selettività, diminuendo le possibilità di pesca illegale. Attualmente con lo strumento ufficiale la misura è manuale e dipende dall'operatore. Utilizzando l'OMEGA, il controllo della maglia minima da parte delle autorità competenti risulta difficilmente contestabile data l'oggettività dello strumento.

Bibliografia

ANON. (2005) – Development and testing of an objective mesh gauge. *Final report EU project Q5CO-2002-01335*: 117 pp.

LEONORI I., BUGLIONI G., GRAZIANI W., PALLADINO S. (2005a) – Progetto OMEGA. Strumento moderno per il controllo della maglia delle reti da pesca. *Il Gazzettino della Pesca*, 6, settembre-ottobre 2005: 10-11.

LEONORI I., SPEDICATO M.T., LEMBO G., PELUSI P. (2005b) – Influenza della dimensione della maglia e della circonferenza del sacco sulla selettività della rete a strascico italiana. *Relazione Finale Programma di ricerca n. 6B03, VI Piano triennale L.N. 41/82*. Ministero per le Politiche Agricole e Forestali, Roma: 122 pp.

FONTEYNE R., BUGLIONI G., LEONORI I., O'NEILL F. (In press, a) - Review of mesh measurement methodologies. *Fisheries Research*.

FONTEYNE R., BUGLIONI G., LEONORI I., O'NEILL F., FRYER R.J. (In press, b) - Laboratory and field trials of OMEGA, a new objective mesh gauge. *Fisheries Research*.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 400-401

L. Mola, A. Gambarelli*, A. Pederzoli*

Dip. del Museo di Paleobiologia e dell'Orto Botanico, Musei Anatomici, Univ. di Modena e Reggio Emilia, Via Berengario, 14 – 41100 Modena, Italia.
mola.lucrezia@unimore.it
*Dip. Biologia Animale, Univ. di Modena e Reggio Emilia, Italia.

MOLECOLE REGOLATIVE CON POSSIBILE RUOLO IMMUNITARIO NELL'INTESTINO IN SVILUPPO DI *DICENTRARCHUS LABRAX* (L.)

REGULATORY MOLECULE WITH POSSIBLE IMMUNE ROLE IN THE DEVELOPING GUT OF DICENTRARCHUS LABRAX *(L.)*

Abstract *– Immunoreattivity to antibody against CRF was demonstrated in the gut of sea bass larval specimens of 8 and 24 days after hatching. Our data were correlated with the early immune response, very important in aquaculture, on the basis of previous research on immunoreactivity to ACTH in the same stages and localizations and other data on fish present in literature.*

Key-words: *aquaculture, development, gut, CRF, immune response.*

Introduzione – È noto che i vari tipi di stress rendono le specie ittiche allevate più sensibili all'attacco di agenti patogeni. La spigola è una delle specie più importanti in acquacoltura ed è anche il teleosteo marino con il sistema immunitario meglio conosciuto (Scapigliati *et al*., 2002). Riteniamo, tuttavia, che poco sia noto sui precoci fenomeni di risposta allo stress durante i primi stadi di vita larvale e che una maggior conoscenza delle risposte immunitarie, in questa delicata fase, possa essere di grande utilità in acquacoltura. Pertanto, da alcuni anni stiamo conducendo ricerche sulla comparsa e localizzazione, durante lo sviluppo larvale della spigola, di molecole regolative con un possibile ruolo immunitario, come l'ormone adrenocorticotropo (ACTH) (Mola *et al.*, 2004, 2005) e l'ossido nitrico (NO) (Pederzoli *et al.,* 2003, 2007). Abbiamo dimostrato che l'ACTH è in rapporto con i precoci fenomeni immunitari (Mola *et al*., 2005) ed abbiamo ipotizzato un simile rapporto per l'NO, prodotto dalla forma inducibile del relativo enzima (iNOS) (Pederzoli *et al*., 2007). Abbiamo, quindi, rivolto la nostra attenzione alla ricerca nel tubo digerente dell'eventuale presenza di immunoreattività (IR) ad un'altra molecola, notoriamente coinvolta nei fenomeni di risposta allo stress, come il fattore ipotalamico di rilascio dell'ACTH, cioè il *corticotropic releasing factor* (CRF).

Materiali e metodi – Abbiamo scelto di utilizzare larve di *Dicentrarchus labrax* (L.) a 8 e 24 giorni dalla schiusa poichè le nostre precedenti indagini hanno dimostrato che questi stadi rappresentano "momenti chiave" dello sviluppo larvale sia per quanto riguarda lo sviluppo morfologico del tubo digerente che per la sua maturazione fisiologica, essendo le larve del primo stadio ancora in fase lecitotrofica e quelle dell'altro ormai in piena fase exotrofica. Infatti nelle condizioni di allevamento utilizzate dall'azienda ittica "Valle Figheri" di Lova (Venezia), che ci ha gentilmente fornito gli esemplari, le larve completano il riassorbimento del tuorlo a 18 giorni.

Gli esemplari larvali *in toto* (10 per ogni stadio) sono stati fissati in Bouin e tagliati in sezioni trasversali di 7 μm. Sui preparati è stato eseguito il metodo immunoistochimico BAS (cfr. Pederzoli *et al*., 2003) utilizzando l'anticorpo policlonale a-CRF da coniglio (Biogenesis) diluito 1:50.

Risultati – Nelle larve di 8 giorni è osservabile un'intensa IR al CRF in numerose fibre nervose della parete del tubo digerente nel tratto che va dal faringe all'intestino

iniziale. In alcuni tratti la positività riguarda addirittura la quasi totalità delle fibre osservabili in una sezione. Nelle larve di 24 giorni, il cui tubo digerente comprende regioni ormai perfettamente differenziate, l'IR al CRF è rilevabile con la stessa distribuzione (e cioè nel faringe, esofago, stomaco e intestino iniziale), la stessa frequenza e la stessa intensità; inoltre sono risultate intensamente immunoreattive voluminose cellule localizzate nella parete dell'intestino nel tratto che va da quello medio a quello posteriore, compresa la regione della valvola.

Conclusioni – Precedenti ricerche immunoistochimiche hanno suggerito che l'ACTH possa rivestire un ruolo attivo nei meccanismi di risposta allo stress, svolto con modalità paracrine/autocrine, durante gli stadi larvali (8 e 24 giorni dalla schiusa) in *D. labrax*, prima che sia completo il differenziamento del sistema immunitario (Mola *et al*., 2005). In particolare ciò appare assai probabile a livello della parete dell'intestino nelle zone dove si differenzierà il *gut-associated lymphoid tissue* (GALT), che in questa specie inizia a funzionare a circa 30 giorni dalla schiusa (Scapigliati *et al*., 2002). I presenti dati sull'intestino di spigola mostrano che nelle stesse sedi e negli stessi stadi è presente anche un'IR al relativo fattore di rilascio, il CRF. In letteratura non emergono altri dati sulla presenza di IR al CRF nell'intestino di vertebrati. Tuttavia nel rene cefalico e nel pancreas del teleosteo *Ameiurus nebulosus* è stata dimostrata un'IR al pro-CRH, che risulta aumentata dopo trattamento con antigeni batterici (LPS), suggerendo che anche cellule localizzate in organi periferici possano essere coinvolte nelle risposte agli agenti stressogeni (Malagoli *et al*., 2004). In accordo con questa ipotesi e in base ai nostri precedenti dati sull'ACTH, riteniamo di poter inquadrare l'IR al CRF riscontrata nel tubo digerente delle larve di spigola nell'ambito dei meccanismi precoci di risposta allo stress.

Bibliografia

MALAGOLI D., MANDRIOLI M., OTTAVIANI E. (2004) - ProCRH in the teleost *Ameiurus nebulosus*: gene cloning and role in LPS-induced stress response. *Brain Behav. Imm*., **18**: 451-457.

MOLA L., BERTACCHI I., GAMBARELLI A., PEDERZOLI A. (2004) - Occurrence of ACTH- and enkephalin-like peptides in the developing gut of *Dicentrarchus labrax* (L.). *Gen. Comp. Endocrinol*., **136**: 23-29.

MOLA L., GAMBARELLI A., PEDERZOLI A., OTTAVIANI E. (2005) – ACTH response to LPS stressor in the first stages of the development of the fish *Dicentrarchus labrax* (L.). *Gen. Comp. Endocrinol.,* **143**: 99-103.

PEDERZOLI A., PARISINI B., GAMBARELLI A., SPANÒ A., MOLA L. (2003) – Localizzazione istochimica e immunoistochimica dell'ossido nitrico nel tratto digerente in sviluppo di *Dicentrarchus labrax*. *Biol. Mar. Medit*., **10**: 1112-1114.

PEDERZOLI A., CONTE A., TAGLIAZUCCHI D., GAMBARELLI A., MOLA L. (2007) – Occurrence of two NOS isoforms in the developing gut of *Dicentrarchus labrax* (L.). *Histhol. Histopathol*.: in press.

SCAPIGLIATI G., ROMANO N., BUONOCORE F., PICCHIETTI S., BALDASSINI M.R., PRUGNOLI D., GALICE A., MELONI S., SECOMBES C.J., MAZZINI M., ABELLI L. (2002) – The immune system of sea bass, *Dicentrarchus labrax*, reared in aquaculture. *Dev. Comp. Immunol*., **26**: 151-160.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 402-403

M. Narracci, R.A. Cavallo., M.I Acquaviva., F. Biandolino, E. Prato

IAMC – Sezione di Taranto, CNR, Via Roma, 3 – 74100 Taranto, Italia.
m.narracci@iamc.cnr.it

VIBRIO HARVEY E *VIBRIO ALGINOLYTICUS:* IL LORO EFFETTO EMBRIOTOSSICO IN *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS*

ASSOCIATION OF VIBRIO HARVEY *AND* VIBRIO ALGINOLYTICUS *WITH EMBRIOTOXIC EFFECT IN* MYTILUS GALLOPROVINCIALIS

Abstract *– In the present work we report on a comparative study of the susceptibility of* Mytilus galloprovincialis *larvae to two potentially pathogenic* Vibrio *species (*Vibrio harvey *and* Vibrio alginolyticus*) collected in Mar Piccolo of Taranto, Italy. Both* Vibrio *species produced significant mortality effect on tested larvae and at all doses tested.*

Key-words: Mytilus galloprovincialis*,* Vibrio harvey*,* Vibrio alginolyticus*, embriotoxicity test, Mar Piccolo.*

Introduzione – Le Vibrionaceae si ritrovano comunemente nell'ambiente marino, sia nella colonna d'acqua che associate ad organismi (Montanari *et al.,* 1999). Tra queste, in particolare, *Vibrio alginolyticus* e *Vibrio harvey* sono considerati agenti patogeni per crostacei, molluschi e pesci (Saeed, 1995; Diggles *et al.,* 2000). La patogenicità di queste specie batteriche, che si evidenzia nei confronti degli stadi larvali, è da imputare alla capacità di produrre esotossine (Nottage e Birkbeck, 1987). In questo lavoro si è studiato per la prima volta l'effetto delle specie *Vibrio alginolyticus* e *Vibrio harvey* isolate nel Mar Piccolo di Taranto, ove estesa è la pratica della mitilicoltura, sulla mortalità di larve di *Mytilus galloprovincialis*.

Materiali e metodi – Dopo incubazione a 30 °C per 1 giorno in Marine Broth, colture pure di *V. alginolyticus* e *V. harvey* isolate da campioni di acqua di mare prelevati nel Mar Piccolo di Taranto e precedentemente caratterizzate, sono state centrifugate per tre volte a 3000 rpm per 10 minuti, e il pellet risospeso in acqua di mare sterile. Dopo aver ottenuto una sospensione con densità cellulare di circa 10^9 cfu mL^{-1} (A=1 a 540 nm), si è proceduto a realizzare una serie di diluizioni (10^3, 10^4, 10^5, 10^6, 10^7 cfu mL^{-1}) utilizzate per i saggi di infezione delle larve. Gli esemplari maturi di *Mytilus galloprovincialis*, sono stati raccolti da un impianto di allevamento siti nel Mar Grande di Taranto. Il test è stato effettuato in accordo con il metodo di His *et al*. (1997) basato sul protocollo standard U.S.EPA (1995). Durante le 48 h di esperimento le larve infettate con le 5 diverse diluizioni batteriche sono state mantenute alla temperatura di 18±2 °C. Per ogni trattamento sono state previste 4 repliche, con una densità di 30 larve/ml, in acqua di mare filtrata (0.45 μm) e sterilizzata. Al termine di ciascun test, su un campione di 100 larve sono state contate le larve anomale (D-shape anormali e stadi che non hanno raggiunto la D-shape). Il test è stato considerato valido quando la percentuale di larve normali nel controllo è risultata ≥80%.

Per verificare differenze significative tra il numero di larve anomale a ciascun grado di esposizione e rispetto al proprio controllo è stato usato l'analisi dell'ANOVA.

La sensibilità delle larve è stata valutata mediante L'EC_{50} (C.I. 95%), utilizzando il metodo statistico di Trimmer Spearman-Karber (Hamilton *et al*., 1978).

Risultati - Tutti gli esperimenti sono da considerarsi validi dal momento che i controlli hanno mostrato valori percentuali di larve normoformate entro i limiti di accettabilità (80.75%). In tutti i test condotti le larve hanno risposto in maniera dose-dipendente. Le larve infettate con *V. alginolyticus* hanno mostrato un valore di EC50 pari a 7.6×10^4 CFU ml^{-1} (C.I.=2.5×10^5 - 2.2×10^4), l'analisi statistica, ha evidenziato

un effetto significativo dell'infezione sullo sviluppo larvale a partire dalle più basse concentrazioni (ANOVA; $p<0.0001$). L'effetto del *V. harvey* sullo sviluppo larvale ha determinato un EC50 pari a 1.2×10^5 CFU ml^{-1} (C.I.=3.3×10^5 - 4.6×10^4). La percentuale delle larve anormali riscontrate ad ogni concentrazione di *V. harvey* utilizzata è stata significativamente diversa da quella del controllo a partire dalle più basse concentrazioni (ANOVA; $p<0.0001$).

Conclusioni - Con questo lavoro si evidenzia, per la prima volta, la capacità citotossica del *V. alginolitycus* e del *V. harvey* nei confronti dei primi stadi larvali di *Mytilus galloprovincialis*. In particolare i valori di EC50 ottenuti nei test condotti mostrano che il *V. alginolitycus* ha una maggiore capacità infettante rispetto al *V. harvey*. Da precedenti studi (Cavallo *et al*., 2006) si è evidenziato che il *V. alginolitycus* è tra i più abbondanti nell'acqua del Mar Piccolo, zona di elevata densità di impianti mitilicoli, mentre il *V. harvey,* pur non essendo altrettanto abbondante, è comunque presente. I risultati riportati dimostrano che tali ceppi batterici, in particolari condizioni, possono influire sul reclutamento delle larve di mitilo. Pertanto è necessario un approccio ecologico mirato a monitorare questi potenziali agenti patogeni per prevenire eventuali danni all'economia locale.

Bibliografia

CAVALLO R.A., ACQUAVIVA M.I., NARRACCI M. (2006) – Biodiversità di vibrioni in acqua e sedimento prelevati nel Mar Piccolo di Taranto. *Biol. Mar. Medit.*, **13** (2): 66-67.

DIGGLES B.K., MOSS G.A., CARSON J., ANDERSON C.D. (2000) – Luminous vibriosis in rock lobster *Jasus verreauxi* (Decapoda: Palinuridae) phyllosoma larvae associated with infection by *Vibrio harvey*. *Dis. Aquat. Org.,* **43**: 127-137.

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.

HIS E., SEAMAN R.N.L., BEIRAS R. (1997) - simplified bivalve larval bioassay method foe seawater quality assessment. *Wat. Res*., **31**: 351-355.

MONTANARI M.P., PRUZZO C., PANE L., COLWELL R.R. (1999) – Vibrios ssociated with plankton in a coastal zone of the Adriatic Sea (Italy). *FEMS Microb. Ecol.*, **29**: 241-247.

NOTTAGE A.S., BIRKBECK T.H. (1987) – The role of toxins in *Vibrio* infections of bivalvae mollusca. *Aquacol.,* **67**: 244-246.

SAEED M.O. (1995) – Association of *Vibrio harvey* with mortalities in cultured marine fish in Kuwait. *Acquacol.,* **136**: 21-29.

U.S. EPA (1995) - Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to west coast marine and estuarine organisms. EPA /600/R-95/136, US Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 404-405

E. Navarra, M. Cavallaro*, A. Morabito, A. Di Natale

Istituto di Ricerca "Aquastudio", Viale Trapani, 6 – 98121 Messina, Italia.
*Dip. Mo. Bi. Fi. P. A., Università degli Studi di Messina, Italia.
mauro.cavallaro@unime.it

PSENES PELLUCIDUS LÜTKEN, 1880 (PISCES: NOMEIDAE): SEGNALAZIONE DI UNA CATTURA NELLO STRETTO DI MESSINA E DEL SUO MANTENIMENTO IN ACQUARIO

CAPTURE AND BREEDING OF ONE SPECIMEN OF PSENES PELLUCIDUS *LÜTKEN, 1880 (PISCES: NOMEIDAE) IN THE STRAIT OF MESSINA*

Abstract *- Authors wrote about capture systems of one specimen of* Psenes pellucidus *(Pisces: Nomeidae). This species is not endemic in the Mediterranean Sea and it is mentioned among species that move from Atlantic ocean through Gibilterra Strait. The study of these typical species give a useful help to understand mutations of environmental (climatic), ecological and biological parameters of Mediterranean Sea.*

Key-words*: migratory species,* Psenes pellucidus*, Mediterranean Sea.*

Introduzione - Da tempo termini quali "tropicalizzazione" e "meridionalizzazione" del Mar Mediterraneo sono di uso comune nel linguaggio scientifico (Francour *et al.,* 1994; Riera *et al.,* 1995). I cambiamenti acquisiti dopo la crisi *messiniana* e dopo l'ultima glaciazione hanno portato ad un fenomeno detto di "demediterraneizzazione" al quale ha contribuito l'apertura del Canale di Suez del 1869 (Quignard *et al.,* 2000). Tutto ciò ha portato ad una aumento del numero delle specie di pesci immigrate in Mediterraneo. Inoltre, alcune di esse, hanno colonizzato larghe aree del nostro mare mostrando forte competizione verso le specie autoctone producendo esplosioni di biomassa alloctona (Andaloro *et al.*, 1998; Golani *et al.,* 2002). In questo lavoro si riporta la segnalazione e la stabulazione in cattività di un esemplare di *Psenes pellucidus,* Lütken 1880 (Pisces: Nomeidae) specie alloctona proveniente dall'Oceano Atlantico.

Materiali e metodi - L'esemplare è stato catturato in località Pace (Messina) 38° 14.77 N 15° 35.09 E; il 20 dicembre 2002 con rete di nylon monofilo con maglie da 20 mm alla profondità di circa 5 metri. Trasportato dal luogo di cattura all'Acquario Comunale di Messina dentro un contenitore dotato di sistema di aerazione, è stato isolato in una vasca a circuito aperto, della capacità di 400 litri, con una temperatura di 17 °C, pH 8, nitriti assenti e nitrati 6 mg/l. Dopo l'acclimatamento, durato 24 ore, l'animale è stato trasferito in una vasca di dimensioni ridotte ed anestetizzato con MS - 222 in modo da rilevare i parametri morfometrici in accordo con Gucu (1993).

Risultati - Durante la sua permanenza in vasca il pesce ha mostrato ben presto di non risentire della condizione di cattività, alimentandosi regolarmente ed esclusivamente di meduse appartenenti alla specie *Pelagia noctiluca*. L'animale è morto il 5 giugno 2003, esattamente 167 giorni dopo la sua cattura. L'incremento in lunghezza, mostrato dai dati presenti in tabella, ha confermato l'ottima adattabilità della specie alla cattività anche in relazione ad un regime alimentare confacente alle esigenze particolari della specie.

La presenza della specie *P. pellucidus* in Mediterraneo, seppur rappresentata da un numero ristretto di esemplari catturati in maniera del tutto occasionale, conferma le tesi di Quignard e Tomasini, 2000. Le rare catture verificatesi in località contigue (Costa *et al.,* 1994), sono strettamente correlate all'abbondante presenza in mare di

ctenofori e cnidari come la medusa *Pelagia noctiluca* che, facilmente riscontrabile lungo la fascia costiera dello Stretto di Messina, si trova alla base delle esigenze trofiche, almeno allo stato giovanile dell'animale. Le cause riguardanti il ritrovamento di questi esemplari sono riconducibili probabilmente al fatto che la specie, giunta in Mediterraneo stia tentando di insediare una popolazione sostenibile vista la evidente mancanza di barriere fisiche che possano prevenire la loro dispersione verso est.

Conclusioni - Il lavoro fornisce un contributo alla spiegazione dell'effetto dei cambiamenti oceanografici nel mar Mediterraneo attraverso l'interpretazione del comportamento di specie nuove immigranti. Nel caso specifico il comportamento della specie oggetto dello studio potrebbe essere imputato alle cause relative alla trasformazione dei livelli biotico o abiotico. Il fattore abiotico certamente più importante nella determinazione della dispersione delle specie immigranti dall'Oceano Atlantico è quello relativo all'innalzamento medio della temperatura in Mediterraneo, quello biotico senz'altro la disponibilità trofica, caratteristica della specie, che questi animali riscontrano abbondantemente nelle acque del nostro mare.

Bibliografia

ANDALORO F., RINALDI A. (1998) – Fish biodiversity change in Mediterranean Sea as tropicalisation phenomenon indicator – Indicators for assessing desertification in the Mediterranean. *Proceedings of the International seminar held in Port Torres, Italy, 18-20 September 1998.*

COSTA F., FANARA P. (1994) – Prima segnalazione nelle acque italiane di *Psenes pellucidus* Lütken 1880 (Pisces: Nomeidae). *Ann. Ist. Mag. "Felice Biscazza"*, aa 1993-94.

FRANCOUR P., BOUDOURESQUE C.F., HARMELIN J.G., HARMELIN-VIVIEN M.L., QUIGNARD J.P. (1984) – Are the Mediterranean waters becoming warmer? Information from biological indicators. *Marine Pollution Bulletin*, **28**: 523-526.

GOLANI D., ORSI RELINI L., MASSUTTI E., QUIGNARD J.P. (2002) – CIESM atlas of exotic species in the Mediterranean. In: F. Briand (ed), *Fishes* Vol. 1. CIESM Publisher, Monaco: 256 pp.

GUCU A.C. (1993) - Distribution and occurrence of Red Sea fish at the Turkish Mediterranean coast-Northern Cilician Basin. *Acta Adriatica*, **34**: 103-113.

QUIGNARD J.P., TOMASINI J.A. (2000) - Mediterranean Fish Biodiversity. *Biol. Mar. Medit.,* **7** (3): 1-66.

RIERA F., GRAU A.M., PASTOR E., POU S. (1995) - Faunistical and demographical observations in Balearic ichthyofauna. Meridionalization or subtropicalization phenomena. *Actes du Colloque Scientifique (Okeanos): la Méditerranée: variabilités climatiques, environnement et biodiversité*: 213-220.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 406-407

M. Pastore, E. Prato, F. Biandolino

Istituto Ambiente Marino Costiero – CNR, Sez. di Taranto
Via Roma , 3 – 74100 Taranto, Italia.
linda.prato@iamc.cnr.it

REGIME ALIMENTARE DI *ANGUILLA ANGUILLA* (L. 1758) NELLA LAGUNA DI ACQUATINA (FRIGOLE, LE)

DIET OF ANGUILLA ANGUILLA *(L. 1758) IN ACQUATINA LAGOON (FRIGOLE, LE)*

Abstract *– We have examined stomach contents of* Anguilla anguilla *collected monthly in Acquatina lagoon from April to December 2006. Food preferences are mainly belonging to Pisces and Crustacea. A good variety of preys (15 different species) was found in 100 stomachs analysed. Shannon-Wiever index revealed an enough diversified diet with a value of H'=1.68.*

Key-words: *feeding behaviour,* Anguilla anguilla*, lagoon, Acquatina.*

Introduzione - Negli scorsi anni gli stock di anguilla hanno registrato un grave stato di depauperamento nell'intera area di distribuzione europea (ICES, 2002). Nel 2003 la commissione europea ha invitato tutti gli Stati membri ad elaborare un piano di gestione e protezione di questa specie sostenendo l'attività di ricerca di base per studiare e comprendere aspetti biologici ancora poco conosciuti.

Obiettivo di questo lavoro è quello di conoscere l'alimentazione dell'*Anguilla anguilla* (L. 1758) nel bacino salmastro di Acquatina (Frigole, Lecce) per fornire un ulteriore tassello alla conoscenza sulla biologia della specie. Lo studio del regime alimentare di una specie, infatti rappresenta un aspetto fisiologico ed ecologico importante per una corretta comprensione del funzionamento e dello stadio evolutivo dell'ecosistema in cui essa vive.

Materiali e metodi - Sono stati esaminati 100 esemplari di *A. anguilla* catturati da aprile a dicembre 2006. I campionamenti sono stai effettuati mensilmente con bertovelli in 4 stazioni del bacino di Acquatina. Sono stati rilevati dati morfometrici: lunghezza totale (LT), altezza (H) e peso totale (PT). Successivamente sono stati prelevati gli stomaci. Le prede contenute sono state contate, pesate e identificate, cercando di arrivare, al livello tassonomico più basso possibile.

L'intensità predatoria delle varie specie è stata valutata mediante il coefficiente di replezione stomacale secondo la seguente formula: C.R.= Np/Np+Nv X 100; (Np= numero stomaci pieni; Nv= numero stomaci vuoti).

Il contributo di ogni preda (specie) alla dieta è stato esaminato attraverso i seguenti parametri: Frequenza percentuale di ritrovamento (%F), percentuale in numero (%N), Percentuale in peso (%P). Per poter quantificare l'importanza di ogni preda è stato utilizzato l'indice di importanza relativa (IRI, Pinkas *et al*., 1971), IRI=%Fx(%N+%P). Inoltre è stato valutato il contributo percentuale di ciascuna preda *i-esima* al valore totale (%IRI) (Cortès, 1997). La diversità della dieta è stata investigata utilizzando l'indice di Shannon-Wiever, H' (Pielou, 1974).

Risultati - Dei 100 stomaci esaminati, soltanto 30 sono risultati completamente vuoti, pertanto il coefficiente di replezione è risultato pari a 70%. Tutte le anguille esaminate avevano una taglia compresa tra 20 e 87 cm di LT e peso compreso tra 16.47 g e 1383 g. L'alimentazione è risultata principalmente costituita da crostacei e osteitti. Questi ultimi sono stati numericamente più abbondanti (145 individui) rispetto ai crostacei (70 individui). In totale sono state determinate 15 specie di prede. Gli

individui di taglia più piccola hanno mostrato una dieta prevalentemente basata su crostacei. In Tab. 1 sono riportati i valori del contributo di ciascuna preda nella dieta di *A. anguilla*. *Atherina boyeri* è risultata la preda più frequente, numerosa e con un contributo in peso maggiore. L'indice di Shannon-Wiever è risultato pari a H'=1.68.

Tab. 1 - Lista delle prede e loro contributo nella dieta di *Anguilla anguilla*.
List of preys and their contribute to Anguilla anguilla *diet.*

	F%	N%	P%	IRI	IRI%
Atherina boyeri Risso, 1810	19	42.12	54.91	1843.57	2.69
Liza sp.	5	6.02	5.3	56.6	0.02
Gobius sp.	2	0.92	0.3	2.44	0.001
Engraulis encrasicholus (L., 1758)	4	2.77	1.49	17.04	0.68
Sardina pilchardus (Walb., 1792)	7	5.55	5.87	79.94	0.03
Zosterisessor ophiocephalus (Pall.1811)	1	0.46	2.87	3.33	0.001
Resti di pesci n.c.	5	9.25	2.17	57.1	0.02
Isopodi	1	0.46	0.015	0.475	0.0002
Carcinus mediterraneus Czern., 1884	2	1.39	0.79	4.36	0.002
Processa macropthalma Nouv. & Holth., 1957	2	0.92	0.49	2.82	0.001
Palaemon serratus Pennant, 1777	6	4.17	1.51	34.08	0.014
Palaemon longirostris Milne Edwards, 1837	2	0.92	0.76	3.36	0.001
Upogebia tipica (Nardo, 1869)	1	0.46	0.32	0.78	0.0003
Processa intermedia Holthuis, 1951	1	0.46	0.3	0.76	0.0003
Melicertus kerathurus (Förskal, 1775)	12	12.5	12.77	303.24	0.136
Liocarcinus sp.	4	5.1	3.95	36.2	0.014
Crostacei n.c.	8	5.55	4.73	82.24	0.034

Conclusioni – L'elevato valore del coefficiente di replezione mette in evidenza la grande voracità di questi pesci. L'indice di importanza relativa consente di individuare la localizzazione spaziale dell'attività predatoria dell'anguilla. Nel complesso essa preda indiscriminatamente sia nel dominio pelagico, confermato da una dieta a base di pesci, che sul fondo, determinata dalla presenza di organismi bentonici negli stomaci. L'analisi della diversità trofica evidenzia che *A. anguilla* possiede una dieta abbastanza ampia e diversificata, che sta a testimoniare un buon livello di eurifagia.

Bibliografia

CORTÉS E. (1997) - A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Can J. Fish. Aquat. Sci*., **54**: 726-738.

ICES (2002) - Report of the ICES/EIFAC Working Group on eels. ICES CM 2002/ACFM 03. *International Council for the Exploration of the Sea*: 55 pp.

PIELOU E.C. (1974) – *Population and community ecology. Principles and methods.* Gordon & Breach Science Publishers, New York: 424 pp.

PINKAS L., OLIPHANT M.S., IVERSON I.L.K. (1971) – Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in Californian waters. *Calif Fish. Game Fish Bull.,* **152**: 150 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 408-409

D. Scaravelli, M. Zucchini, M. Affronte[1], P. Fonti[2], A. Gustinelli, A. Zaccaroni

Dipartimento di Sanità Pubblica Veterinaria e Patologia Animale, Università di Bologna,
Via Tolara di Sopra, 50 - 40064 Ozzano Emilia (BO), Italia.
scaravelli@acquacoltura.unibo.it
[1]Fondazione Cetacea, Riccione (RN), Italia.
[2]CSA Ricerche, Rimini (RN), Italia.

DISTRIBUZIONE DI METALLI PESANTI IN TESSUTI DI *CARETTA CARETTA* DEL NORD ADRIATICO

HEAVY METAL DISTRIBUTION IN CARETTA CARETTA *TISSUES FROM THE NORTHERN ADRIATIC SEA*

Abstract *– Heavy metal distribution was evaluated in tissues of* Caretta caretta *from the Northern Adriatic Sea. High levels of arsenic and mercury were found. Statistical analysis showed correlations between carapace length and metal concentrations in tissues. The statistical analysis indicates preferential organs which could be used in the production of a predictive model for contaminant exposure assessment.*

Key-words: Caretta caretta*, heavy metals, tissue distribution, predictive model, Northern Adriatic Sea.*

Introduzione – Nonostante l'ampia letteratura esistente relative ai metalli pesanti in ambiente marino, poche sono le conoscenze relative alla presenza nei tessuti di tartaruga marina, e la maggior parte delle ricerche utilizza quale matrice le uova (Sakai *et al.*, 1995; Vazquez *et al.*, 1997). Nel presente lavoro viene valutata la distribuzione di differenti metalli e metalloidi (arsenico, cadmio, cromo, mercurio, piombo e selenio) in tessuti di *Caretta caretta* provenienti dal Nord Adriatico. Inoltre vengono valutate le correlazioni esistenti con la lunghezza del carapace (parametro utilizzato per la stima dell'età) e quelle esistenti tra metalli nei singoli tessuti e tra tessuti per ogni singolo metallo.

Materiali e metodi – Sono stati raccolti campioni di organi (fegato, osso, rene, muscolo, tessuto adiposo) da 21 animali spiaggiati lungo le coste dell'Emilia Romagna nel periodo 2003-2004, di cui venivano anche registrati i parametri biometrici, riportati nella tabella seguente. Solo in due casi è stato possibile determinare il sesso degli animali (in entrambi i casi femmine).

Range di lunghezza del carapace (cm)	Numero di campioni
< 30	8
30-40	1
40-50	3
50-60	3
60-70	2
>70	4

Aliquote di campione liofilizzato sono state mineralizzate con fornetto a microonde Milestone. Le analisi sono state condotte utilizzando un ICP-MS Agilent HP 7500a per tutti i metalli tranne il mercurio, analizzato con uno spettrofotometro Varian SpectrAA 220 Fast Sequential a generatore di idruri Varian VGA-76. I risultati analitici sono espressi come mg/kg peso secco (p.s.). L'analisi statistica è stata condotta con il programma Statistica 6.0 (test r di Pearson).

Risultati - Le distribuzione dei vari metalli negli organi considerati seguono quella che è la cinetica conosciuta degli stessi: cromo e piombo sono maggiormente presenti nell'osso (7,15 ± 9,34 mg/kg e 2,22 ± 2,41 mg/kg rispettivamente), il cadmio nel rene

(15,4 ± 17,1 mg/kg), l'arsenico nel muscolo (44,18 ± 49,01 mg/kg) e mercurio e selenio nel fegato (1,13 ± 0,75 mg/kg e 7,95 ± 5,6 mg/kg rispettivamente). Di questi il dato più interessante sembra essere quello relativo alla presenza di due tra i contaminanti più tossici, mercurio ed arsenico. Questi sono presenti a concentrazioni molto elevate, in particolare nei soggetti adulti, con livelli superiori ai 144 mg/kg nel muscolo per quanto riguarda l'arsenico e ai 2 mg/kg nel fegato per il mercurio. Per quest'ultimo metallo i valori medi riscontrati sono abbastanza omogenei tra loro, ad eccezione di osso (0,035 ± 0,024 mg/kg) e tessuto adiposo (0,28 ± 0,37 mg/kg). L'elaborazione statistica conferma il dato evidenziando una forte correlazione tra lunghezza del carapace e concentrazione dei contaminanti, con r di Pearson pari a 0,70 e 0,59 rispettivamente per arsenico e mercurio ($P<0,05$). Di interesse il dato relativo alle concentrazioni di cromo in funzione delle dimensioni degli animali. L'analisi statistica rivela infatti come il metallo presenti una correlazione negativa con la lunghezza del carapace nell'osso ($r= –0,70$, $P<0,01$) e nel tessuto adiposo ($r= –0,51$, $P<0,05$). Negli altri organi, sebbene non si riscontrino differenze statisticamente significative, si osserva un trend analogo.

Conclusioni – Il dato relativo all'arsenico è in accordo con quanto riportato in letteratura da Storelli e Marcotrigiano (2000) e sembra indicativo di un'esposizione cronica a livello superiori a quelli di *background*, responsabili di un accumulo nel muscolo inferiore a 100 mg/kg p.s. L'importanza tossicologica di tali risultati non è al momento chiara: concentrazioni molto elevate di arsenico sono infatti state ritrovate anche in altre aree del bacino del Mediterraneo (Storelli e Marcotrigiano, 2000) e gli animali campionati non presentavano evidenti segni di intossicazione. È pertanto plausibile ipotizzare l'esistenza di meccanismi di adattamento/detossificazione che rendano meno pericoloso l'accumulo del metalloide. Va peraltro ricordato che gran parte dell'arsenico a livello muscolare esiste in forma organica, non tossica, mentre la restante parte viene ritrovata a livello epatico sotto forma inorganica e tossica (Storelli e Marcotrigiano, 2000). In considerazione di ciò non si può comunque escludere una possibile intossicazione, anche a livello subacuto, negli animali campionati. Per quanto riguarda il mercurio, i valori riscontrati sono indicativi di un'esposizione vicina ai livelli di *background*, responsabili di livelli residuali epatici pari a 1 mg/kg p.s. I dati ottenuti evidenziano come in generale il livello di contaminazione da metalli pesanti nelle tartarughe marine sia relativamente basso, ad eccezione dell'arsenico. L'elaborazione statistica permette inoltre di individuare per ciascun metallo l'organo che meglio consente di mettere a punto un modello predittivo per quanto riguarda l'esposizione.

Bibliografia

SAKAI H., ICHIHASHI H., SUGANUMA H., TATSUKAWA R. (1995) - Heavy metal monitoring in sea turtles using eggs. *Marine Pollution Bulletin*, **30** (5): 347-353.

STORELLI M. M., MARCOTRIGIANO G.O. (2000) - Total Organic and Inorganic Arsenic from Marine Turtles (*Caretta caretta*) Beached Along the Italian Coast (South Adriatic Sea). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **65** (6): 732-739.

VAZQUEZ G.F., REYES M.C., FERNANDEZ G., AGUAYO J.E.C., SHARMA V.K. (1997) - Contamination in Marine Turtle (*Dermochelys coriaca*) Egg Shells of Playon de Mexiquillo, Michoacan, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **58** (2): 326-333.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 410-411

S. Somigli, V. Pasquali*, P. Renzi*, A. Ugolini

Dipartimento di Biologia Animale e Genetica, Università di Firenze,
Via Romana, 17 – 50125 Firenze, Italia.
ugolini_alb@dbag.unifi.it
*Dip. di Psicologia, Università di Roma "La Sapienza", Italia.

RELAZIONE TRA BUSSOLA SOLARE E RITMO DI ATTIVITÀ LOCOMOTORIA IN *TALITRUS SALTATOR* (MONTAGU) (CRUSTACEA, AMPHIPODA)

RELATIONSHIP BETWEEN THE SUN COMPASS AND THE LOCOMOTOR ACTIVITY RHYTHM IN TALITRUS SALTATOR *(MONTAGU) (CRUSTACEA, AMPHIPODA)*

Abstract *– We tested the relationship between the chronometric mechanisms of locomotor activity rhythm and sun compass in* Talitrus saltator *(Crustacea, Amphipoda). Results showed a close relation between the subjective hour calculated on the basis of the activity rhythm acrophase and solar compensation. Therefore, the same chronometric mechanism could regulate both the activity rhythm and the sun compass.*

Key-words*: orientation, sun compass, chronometric mechanism, activity rhythm,* Talitrus saltator.

Introduzione – È noto che per fare ritorno alla fascia umida della battigia *Talitrus saltator* utilizza, fra gli altri, il meccanismo di bussola solare basato sulla compensazione del moto apparente dell'astro. Studi condotti sui ritmi di attività locomotoria di *T. saltator* (per una revisione si veda Ugolini, 2003) hanno mostrato l'esistenza di un ritmo circadiano endogeno con periodicità notturna regolato dall'alternanza luce-buio ed è stato più volte ipotizzato che il ritmo di attività locomotoria di *T. saltator* sia regolato dallo stesso meccanismo cronometrico alla base dell'utilizzo della bussola solare (Bregazzi e Naylor, 1972; Ugolini e Frittelli, 1998; Ugolini *et al*., 2002; Scapini *et al*., 2005). Pertanto abbiamo condotto degli esperimenti per indagare la eventuale relazione tra i due meccanismi cronometrici.

Materiali e metodi – Gli esperimenti sono stati condotti nel luglio 2005 su esemplari adulti di *T. saltator* soggetti a un fotoperiodo L:D=12:12 sfasato di 12 ore (invertito) rispetto a quello naturale. Ogni individuo è stato posto in un contenitore sopra il quale era presente un radar a microonde che permetteva di percepire il movimento dell'animale. Ogni animale è stato saggiato al sole durante la notte soggettiva (per la modalità di compensazione si veda Pardi, 1954) mediante rilasci singoli all'interno di una ciotola di plexiglas trasparente circondata da uno schermo per permettere la sola visione del sole e del cielo. L'ora soggettiva degli animali al momento del rilascio, dopo alcuni giorni di sfasamento, è stata calcolata sulla base dell'ora di acrofase. L'azimut del sole al momento dell'esperimento e l'ora soggettiva sono serviti per determinare la direzione teorica di orientamento di ogni individuo (DTF soggettiva).

Risultati – La Fig. 1 mostra la relazione tra la DTF soggettiva e la scelta direzionale effettuata dai talitri durante i saggi (i dati sono forniti come differenze angolari per opportunità di elaborazione statistica). Si può chiaramente osservare che, nonostante il modesto numero di individui saggiati, esiste una correlazione lineare positiva statisticamente significativa ($P<0.05$).

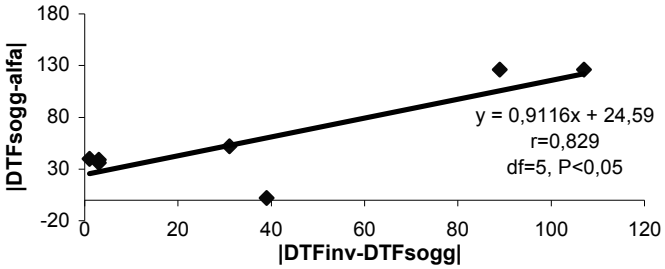


Fig. 1 - Relazione tra la direzione attesa per l'orientamento solare basato sull'ora soggettiva e la scelta direzionale degli animali. DTFsogg, direzione attesa per l'orientamento solare basato sull'ora soggettiva. alfa, angolo medio assunto dagli animali. DTFinv, direzione attesa per l'orientamento solare basato sulla completa inversione del ritmo nictiemerale degli animali. Nel grafico è presente l' equazione della retta di regressione; il coefficiente di correlazione lineare, r; i gradi di libertà, df; il livello di probabilità, P.

Relationship between theorical escape direction expected for solar orientation based on the subjective time and the sandhoppers direction of orientation. DTFsogg, expected direction for solar orientation based on the subjective time. alfa, mean angle of orientation. DTFinv, expected direction for solar orientation of the 12 hours clock-shifted individuals. The graph shows the regression line equation; the linear correlation coefficient, r; the degrees of freedom, df; the probability level, P.

Conclusioni – I risultati ottenuti confermano il meccanismo notturno di compensazione solare proposto da Pardi (1954) secondo il quale gli animali si comportano come se il sole, a partire dal tramonto, ripercorresse il cammino apparente compiuto durante il giorno, passando da Ovest ad Est attraverso Sud. L'andamento temporale del ritmo di attività locomotoria di *T. saltator* durante il periodo di sfasamento si modifica in relazione al cambiamento dell'ora di alba fino ad ottenere un massimo di attività nelle ore diurne, ovvero durante la notte soggettiva. La corrispondenza tra la direzione teorica di orientamento e la scelta direzionale di ogni individuo dimostra che il meccanismo cronometrico che regola l'attività locomotoria dei talitri è probabilmente lo stesso che controlla quello della bussola solare.

Bibliografia

BREGAZZI P.K., NAYLOR E. (1972) – The locomotor activity rhythm of *Talitrus saltator* (Montagu) (Crustacea, Amphipoda). *J. Exp. Biol.,* **57**: 375-391.

PARDI L. (1954) – Esperienze sull'orientamento di *Talitrus saltator* (Montagu) (Crustacea - Amphipoda): l'orientamento al sole degli individui a ritmo nictiemerale invertito, durante la "loro notte". *Boll. Ist. Mus. Zool. Univ. Torino*, **4**: 127-134.

SCAPINI F., ROSSANO C., MARCHETTI G., MORGAN E. (2005) – The role of the biological clock in the sun compass orientation of free-running individuals of *Talitrus saltator*. *Anim. Behav*., **69**: 835-843.

UGOLINI A. (2003) – Activity rhythms and orientation in sandhoppers (Crustacea, Amphipoda). *Front. Biosci.,* **8**: 722-732.

UGOLINI A., FRITTELLI F. (1998) – Photoperiod lenght and the chronometric mechanism of the sun compass in mediterranean sandhoppers. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **78**: 1155-1165.

UGOLINI A., TIRIBILLI B., BODDI V. (2002) – The sun compass of the sandhopper *Talitrus saltator*: the speed of the chronometric mechanism depends on the hours of light. *J. Exp. Biol.,* **205**: 3225-3230.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 412-413

L. Stabili[1,2], M.I. Acquaviva[1], R.A. Cavallo[1], E. Cecere[1], M. Narracci[1], A. Petrocelli[1]

[1]IAMC, Sezione di Taranto – CNR, Via Roma, 3 – 70400 Taranto, Italia.
loredana.stabili@iamc.cnr.it
[2]Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche e Ambientali, Università di Lecce, Via Prov.le Lecce-Monteroni – 73100 Lecce, Italia.

ATTIVITÀ ANTIBATTERICA IN MACROALGHE DEL MAR PICCOLO DI TARANTO

ANTIBACTERIAL ACTIVITY IN MACROALGAE OF MAR PICCOLO OF TARANTO

Abstract *– In the present work we report the presence of antibacterial activity in seaweeds which are common in the Mar Piccolo of Taranto (Northern Ionian Sea, Italy). In particular* Cystoseira barbata *extract showed a higher antibacterial activity than* Chaetomorpha linum *extract.*

Key-words: *antibacterial activity, bacteria,* Chaetomorpha linum*,* Cystoseira barbata*, macroalgae.*

Introduzione – Circa la metà di tutti i farmaci attualmente usati sono derivati da prodotti naturali. Essi includono molti farmaci con attività antimicrobica messi a punto negli ultimi venti anni. Le macroalghe sono state molto meno utilizzate delle piante terrestri come fonte di sostanze biologicamente attive, anche se i risultati di diverse recenti ricerche ne incoraggiano l'investigazione (Carte, 1996; Jha e Zi-rong, 2004). Infatti, l'alga rossa *Sphaerococcus coronopifolius* Stackhouse e l'alga verde *Codium iyengarii* Børgesen hanno mostrato attività antibatterica (Donia e Hamann, 2003). Recentemente, inoltre, dagli alginati, polisaccaridi abbondantemente presenti nella parete cellulare delle alghe brune, sono state estratte alcune frazioni degli acidi mannuronico e guluronico che hanno mostrato una notevole attività antibatterica contro *Escherichia coli*, *Salmonella paratyphi*, *Staphylococcocus aureus* e *Bacillus subtilis* (Hu *et al*., 2005). Il presente lavoro ha lo scopo di verificare la presenza di attività antibatterica nelle macroalghe *Chaetomorpha linum* (O.F. Müller) Kützing e *Cystoseira barbata* (Stackhouse) C. Agardh del Mar Piccolo di Taranto.

Materiali e metodi – Le macroalghe provengono dai popolamenti bentopleustofitici del Mar Piccolo di Taranto e sono state raccolte in autunno. Gli estratti algali sono stati ottenuti mediante l'utilizzo di un estrattore soxhlet con una soluzione di cloroformio/metanolo 2:1 a 55 °C per 60 minuti. L'estratto algale è stato utilizzato per valutare l'attività antimicrobica usando un saggio di inibizione di crescita batterica in piastra col metodo di diffusione in agar. Per i saggi di attività antibatterica sono stati utilizzati sia batteri marini (*Vibrio alginolyticus* e *Vibrio vulnificus*) che batteri patogeni (*Pseudomonas aeruginosa* ed *Enterococcus* sp.) coltivati rispettivamente in Marine broth e Nutrient broth. La concentrazione di tali batteri è stata determinata spettrofotometricamente a 540 nm durante la loro fase esponenziale di crescita. Per l'esecuzione del saggio di attività antibatterica un'aliquota pari a 100 µL di ciascuna sospensione batterica è stata seminata per *spread plate* su piastre contenenti 20 mL di Marine Agar (per la crescita dei batteri marini) e di Plate Count Agar (per i ceppi patogeni). Su ogni piastra, sono stati adagiati dischetti di carta Whatman N° 1 sterili di 6 mm di diametro imbevuti con 30 µL dei differenti estratti algali (concentrazione pari a 5 mg/ml di estratto secco in etanolo) da saggiare per l'esecuzione del test col metodo Kirby Bauer (Bauer *et al*., 1966). Il controllo è stato effettuato procedendo con lo stesso metodo utilizzando dischetti imbevuti con 30 µL del solo solvente.

Risultati – L'estratto di *Cystoseira barbata* ha mostrato una attività antibatterica sia nei confronti del ceppo batterico *Vibrio alginolyticus* con un alone di inibizione pari a 3.5 mm che di *Pseudomonas aeruginosa* con un alone pari a 9 mm. Inoltre entrambi gli estratti algali utilizzati sono risultati attivi nei confronti di *Vibrio vulnificus* con aloni di inibizione pari a 6 mm per *Cystoseira barbata* e 12 mm per *Chaetomorpha linum.* Nessuna attività antibatterica è stata evidenziata nei confronti di *Enterococcus* sp.

Conclusioni - I dati ottenuti sono incoraggianti in quanto dimostrano la capacità delle macroalghe testate di inibire la crescita batterica e quindi suggeriscono un loro potenziale utilizzo per la produzione di composti di interesse farmacologico ad azione antibatterica. Ovviamente, questo studio rappresenta solo una fase preliminare ed altre indagini saranno condotte per caratterizzare chimicamente gli effettori responsabili dell'attività osservata.

Bibliografia

BAUER A.W, KIRBY W.M., SHERRIS J.C., TURCK M. (1966) – Antibiotic susceptibility testing by a standardized single disk method. *Am. J. Clin. Pathol.,* **45**: 493-496.

CARTE B.K. (1996) – Biomedical potential of marine natural products. *Biosciences*, **46**: 271-286.

DONIA M., HAMANN M.T. (2003) – Marine natural products and their potential applications as antinfective agents. *The Lancets*, **3**: 338-348.

HU X., JIANG X., GONG J., HWANG H., LIU Y., GUAN H. (2005) – Antibacterial activity of lyase-depolymerized products of alginate. *J. Appl. Phycol.*, **17**: 57-60.

JHA R.K., ZI-RONG X. (2004) – Biomedical compounds from marine organisms. *Mar. Drugs*, **2**: 123-146.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 414-415

G. Ungherese, D. Baroni[1], P. Bruni[2], S. Focardi[1], A. Ugolini

Dipartimento di Biologia Animale e Genetica, Università di Firenze,
Via Romana, 17 - 50125 Firenze, Italia.
ugolini_alb@dbag.unifi.it
[1]Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Siena, Italia.
[2]Dipartimento di Scienze Biochimiche, Università di Firenze, Italia.

ESPOSIZIONE AL RAME E CONCENTRAZIONE DI METALLOTIONEINE IN *TALITRUS SALTATOR*

EXPOSURE TO THE COPPER AND METALLOTHIONEINS CONCENTRATION IN THE SANDHOPPER TALITRUS SALTATOR

Abstract *- We investigated the possibility to use the metallothioneins (MT) as biomarkers in the sandhopper* Talitrus saltator *(Crustacea, Amphipoda). Sandhoppers were exposed to different concentrations of Cu and we measured the MT concentration after four different periods of time. Moreover, we measured the MT and Cu concentration in individuals collected in field. Results show that the MT concentration is independent from Cu concentration but it depends from exposure time. Therefore, the use of MT as biomarkers in talitrid Amphipods should be carefully considered.*

Key-words*: metallothioneins, copper, amphipods,* Talitrus saltator.

Introduzione - Molte specie di anfipodi della fascia sopralitorale di coste sabbiose sono utilizzati come bioindicatori della contaminazione ambientale soprattutto da metalli in traccia (Mardsen e Rainbow, 2004). Numerosi studi dimostrano le elevate doti di bioaccumulo di Cu, Zn, Cd, Hg, Al e Fe delle più comuni specie europee: *Talitrus saltator* e *Orchestia gammarellus* (Mardsen e Rainbow, 2004; Ugolini *et al*., 2004). Al contrario, le ricerche nel campo dei biomarkers da esposizione condotte su talitridi risultano quasi assenti (Mouneyrac *et al*., 2002; Amiard *et al.*, 2006). Abbiamo pertanto ritenuto interessante valutare la possibilità di utilizzare le metallotioneine (MT) come biomarcatori specifici dell'esposizione al rame in *T. saltator*.

Materiali e metodi - Individui adulti di *T. saltator* sono stati raccolti nella località di Fiume Morto Vecchio (Parco Regionale di Migliarino S. Rossore Massaciuccoli, Pisa) nel luglio 2006. Dopo essere stati trasportati in laboratorio, sono stati divisi in lotti di 20 animali ciascuno ed immersi in acqua marina artificiale in recipienti separati per 24, 72, 96 e 120 ore. Di questi, uno è stato utilizzato come controllo, mentre gli altri sono stati immersi in acqua di mare artificiale contenente 5, 10 o 20 ppm di $CuSO_4$.

Inoltre, campionamenti di adulti di *T. saltator* sono stati effettuati, in natura, nelle seguenti località della costa toscana: Rosignano Solvay, Piombino, Foce fiume Cornia, Albegna (mare), Albegna (stagno retrodunale), Foce fiume Albegna. Le analisi del contenuto in metalli pesanti sono state eseguite secondo le tecniche precedentemente descritte (Ugolini *et al*., 2004). La valutazione del contenuto di metallotioneine è stata effettuata impiegando il kit Micro MT *Spec* (IKZUS ENVIRONMENT), che consente la determinazione fotometrica di queste proteine, basata sulla quantificazione dei loro residui cisteinici.

Risultati - Dopo 24 h il contenuto in MT risulta molto basso negli sperimentali rispetto al controllo indipendentemente dalla concentrazione dell'inquinante. Nelle ore successive si assiste ad un rilevante aumento della concentrazione di MT, variabile in base alla diversa concentrazione di rame (Fig. 1A). Infatti, mentre per gli animali esposti a 5 ppm di Cu la concentrazione massima di MT viene registrata dopo 72 h,

per gli animali esposti a 10 e 20 ppm il contenuto massimo di MT viene raggiunto, rispettivamente, dopo 120 h e 96 h (Fig. 1A). Riguardo alla eventuale relazione fra concentrazione di Cu nei talitri raccolti in natura e contenuto in MT (Fig. 1B), è evidente che le due variabili non sono correlate in modo statisticamente significativo (r_s = 0.542, n = 5, P = NS, Spearman rank – order correlation test)

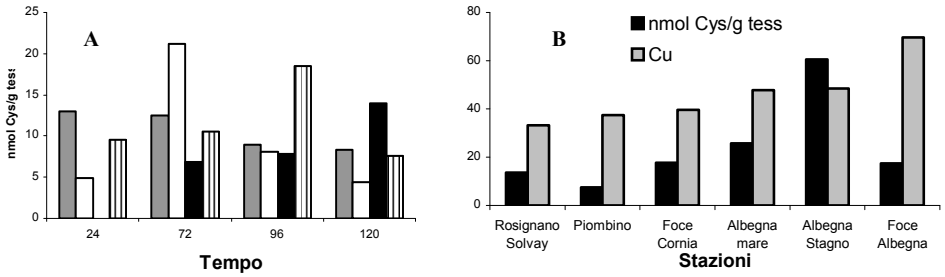


Fig. 1 - A) Concentrazione di MT (nmol Cys/g tessuto) a diversi tempi di esposizione in *T. saltator* sottoposti a diverse concentrazioni di rame (barre grigie = controllo, barre bianche = 5 ppm, barre nere = 10 ppm, barre a righe = 20 ppm). B) relazione fra quantità di Cu e di MT rilevate in talitri raccolti in natura. Le stazioni sono poste in ordine crescente di quantità di Cu nei talitri.

A) MT concentration (nmol Cys/g tissue) at different exposure times in T. saltator *subjected to different copper concentrations (grey bars = Control, white bars = 5 ppm, black bars = 10 ppm, striped bars = 20 ppm). B) relationship between Cu body burden and MT measured in sandhoppers collected in the field. Sampling sites are ordered according to the increase of Cu concentration in sandhoppers.*

Conclusioni – I nostri risultati mostrano che la quantità di MT in *T.saltator*, così come avviene per altri invertebrati (Amiard *et al*., 2006) e crostacei anfipodi (Mouneyrac *et al*., 2002) varia sia in base al tempo di esposizione che alla concentrazione del metallo. Tuttavia, dai nostri dati, non è possibile evincere una chiara relazione tra concentrazione del rame e contenuto di MT. Va sottolineato, che un risultato analogo è stato ottenuto anche per l'anfipode *O. gammarellus* esposto a diverse concentrazioni di Cu (Mouneyrac *et al*., 2002). Tuttavia, dal momento che la quantità delle MT non è l'unica misura della loro attività (poichè alla loro biosintesi è associato il processo di degradazione) è possibile che la bassa concentrazione di MT rilevata in alcuni casi sia dovuta al turnover proteico messo in atto in risposta alla contaminazione da Cu. I nostri risultati, quindi, pongono seri interrogativi riguardo alla opportunità di una utilizzazione delle MT come biomarkers nei talitri.

Bibliografia

AMIARD J.C., AMIARD-TRIQUET C., BARKA S., PELLERIN J., RAINBOW P.S. (2006) - Metallothioneins in aquatic invertebrates: their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquatic Toxicol*., **76**: 160-202.

MARDSEN I.D., RAINBOW P.S. (2004) – Does the accumulation of trace metals in crustaceans affect their ecology – the amphipod example? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **300**: 373-408.

MOUNEYRAC C., AMIARD J.C., AMIARD-TRIQUET C., COTTIER A., RAINBOW P.S., SMITH B.D. (2002) - Partitioning of accumulated trace metals in the talitrid amphipod crustacean *Orchestia gammarellus*: a cautionary tale on the use of metallothioneins – like proteins as biomarkers. *Aquatic Toxicol*., **57**: 225-242.

UGOLINI A., BORGHINI F., CALOSI P., BAZZICALUPO M., CHELAZZI G., FOCARDI S. (2004) – Mediterranean *Talitrus saltator* (Crustacea, Amphipoda) as a biomonitor of heavy metals contamination. *Mar. Poll. Bull.,* **48**: 526-532.

Biol. Mar. Mediterr. (2007), 14 (2): 416-417

M. Vallisneri, G. Mattioli*, M. Stagioni

Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale, Università di Bologna,
Via Selmi, 3 – 40126 Bologna, Italia.
maria.vallisneri@unibo.it
*Laboratorio di Biologia Marina e Pesca di Fano (PU), Università di Bologna, Italia.

LE COLLEZIONI MUSEALI DEL LABORATORIO DI BIOLOGIA MARINA E PESCA DI FANO - UNIVERSITÀ DI BOLOGNA

MUSEAL COLLECTIONS OF THE LABORATORY OF MARINE BIOLOGY AND FISHERY OF FANO - UNIVERSITY OF BOLOGNA (ITALY)

Abstract *– The marine collection of the Laboratory of Marine Biology and Fishery of Fano - University of Bologna, was catalogued for the first time. The collection was started in 1939 by Scaccini and it is very important as a documentary source to make comparison with the actual situation in the North-Middle Adriatic Sea to assess the decreasing biodiversity.*

Key-words: *museum collections, marine biodiversity, Adriatic Sea.*

Introduzione - Le collezioni naturalistiche hanno assunto oggi un ruolo di particolare rilievo sia nella formazione scientifica, sia come supporto alla gestione ambientale, fornendo una dettagliata conoscenza delle comunità animali, spesso soggette ad una riduzione della biodiversità (Sarà e Parrinello, 2005; Betto *et al*., 2006; Casellato e Betto, 2006). La ricerca verte sulla catalogazione, mai realizzata fino ad ora, e conseguente costruzione di un database delle collezioni museali del Laboratorio di Biologia Marina e Pesca di Fano dell'Università di Bologna. La raccolta iniziò ad opera di Scaccini nel 1939 quando avviò il Laboratorio con una ricerca sul ciclo biologico della triglia di fango (*Mullus barbatus*) di cui si ignoravano le migrazioni e conseguenti "sparizioni" dalla zona costiera durante l'inverno (Scaccini, 1947) e si è arricchita nel corso degli anni con animali provenienti principalmente dall'Adriatico.

Materiali e metodi - È stata redatta una lista qualitativa e quantitativa di tutti i taxa animali, i fossili, le attrezzature oceanografiche, gli attrezzi da pesca ed i modellini dei vari tipi di allevamento esposti presso il museo sito nel Laboratorio di Biologia Marina e Pesca di Fano. Sono state raccolte informazioni sulla storia ed il funzionamento di tutti gli oggetti esposti. L'intero materiale è stato documentato mediante fotografie digitali, successivamente elaborate con programma Photoshop 2005, per la costruzione di un database. I dati quantitativi dei taxa animali sono stati elaborati mediante programma Excell 2005 per le valutazioni di confronto.

Risultati - Il materiale esposto si articola in diversi comparti: 1) fossili di animali preistorici marini rinvenuti nella zona interna limitrofa, attualmente scoperta dall'acqua; 2) modelli di tecniche di allevamento di mitili, tonni e ricciole (maricoltura); 3) modelli di tecniche di pesca (tartana, rapido, volante); 4) attrezzature oceanografiche per il rilevamento di dati chimico-fisici del mare; 5) strumenti di laboratorio di interesse storico, per analisi dei campioni biologici; 6) pannelli per esposizione, che illustrano le attività del Laboratorio, le tecniche di pesca a confronto fra ieri e oggi, i principali problemi ambientali occorsi nei 70 anni di vita del Laboratorio (eutrofizzazione, mucillagini, maree colorate, macroalghe, crisi nella pesca e possibili cause), i cicli biologici delle specie target dell'Adriatico; 6) acquario o museo vivente (momentaneamente in restauro) che ospita animali tipici dell'area alto-medio Adriatica, come termine di confronto fra animali conservati e animali vivi; 7) ampie collezioni scienti-

fiche, in particolare di conchiglie, di riferimento e confronto per altri centri di ricerca di biologia marina; 8) 21 bacheche che coprono la lunghezza totale di circa 45 m, che espongono gli organismi animali, secondo moderni criteri di ostensione, provenienti da tutto il Mediterraneo, ma principalmente da Alto e Medio Adriatico. Il materiale zoologico che ha contribuito significativamente all'arricchimento della collezione di animali marini dell'Università di Bologna, è esposto fondamentalmente secondo il criterio filogenetico. Infatti le vetrine mostrano in successione tutti i Phyla, dai Poriferi ai Vertebrati. Vari sono i metodi di conservazione, "a secco" o "in liquido" a seconda del tipo di organismo. I singoli animali sono presentati da un cartellino che sintetizza: nome scientifico, nome volgare, area di distribuzione, tipo di fondale, profondità, caratteri biologici salienti, come alimentazione e range di taglia. La collezione museale comprende 2004 esemplari in totale, appartenenti ai diversi Phyla animali. Relativamente al numero di specie, la collezione annovera 440 specie totali, appartenenti ai diversi Phyla. Di queste, 268 specie di molluschi (di cui 140 di bivalvi, 110 di gasteropodi), 88 di vertebrati (di cui 64 di osteitti e 20 di condroitti), 30 di crostacei, 24 di echinodermi, 13 di cnidari, 12 di poriferi. Notevole è quindi la diversità animale con preponderanza di molluschi bivalvi e gasteropodi e, fra i vertebrati, di osteitti. Vari sono gli esemplari in ostensione appartenenti a popolamenti ittici attualmente in drastica crisi nei mari italiani, causa non solo di un risvolto economico negativo, ma soprattutto di grave depauperamento faunistico, come: *Acipenser sturio, Petromyzon marinus, Torpedo mormorata, Gobius cobitis.*

Conclusioni - La catalogazione, mai realizzata fino ad ora, di tutto l'ingente materiale esposto presso il Laboratorio di Biologia Marina e Pesca di Fano, ha permesso di fare una stima precisa del materiale museale. Si tratta di animali provenienti da tutto il Mediterraneo, ma soprattutto dall'Alto e Medio Adriatico, oltre a preziose collezioni di fossili marini della zona, nonché di modellini che ripropongono i vari sistemi di pesca ed antiche attrezzature oceanografiche. In tal modo è possibile migliorare la fruibilità didattica, confrontare il materiale conservato con quello di altri musei marini e conoscere dettagliatamente il territorio, le trasformazioni dell'habitat e delle comunità animali. Concludendo, la varietà di argomenti proposti dal museo di Biologia Marina e Pesca di Fano, tutt'altro che sommari, anche perché affiancati dalla ricerca inerente i principali eventi relativi al mare Adriatico, delineano uno spaccato del territorio di ieri e di oggi.

Bibliografia

BETTO C., NICOLOSI P., CASELLATO S. (2006) - La collezione storica di invertebrati marini del museo di Zoologia dell'Universita di Padova. *Biol. Mar. Medit*., **13** (1): 290-293.

CASELLATO S., BETTO C. (2006) - La collezione marina di Giovanni Canestrini proveniente dal mar di Sciacca. *Biol. Mar. Medit*., **13** (2): 328-329.

SARÀ M., PARRINELLO N. (2005) - Musei e divulgazione naturalistica. *Il contributo del Museo Zoologico "P. Doderlein" dell'Università di Palermo*. Atti 66° Congresso UZI, Roma: 169.

SCACCINI A. (1947) - Contributo alla conoscenza della biologia dei Mullidi nell'Adriatico medio occidentale. *Note Lab. Biol. Marina Fano*, **1** (1): 1-8.