

INDICE GENERALE

Relazioni

BELLAN-SANTINI D. - La Direttiva Quadro per la Strategia Marina (2008/56/EC). L'approccio francese	2
FROST M. - The Marine Strategy Framework Directive: challenges for benthic habitats in UK seas	6
RELINI G. - Il contributo della SIBM al miglioramento delle conoscenze biologiche nei mari italiani	12
SCARDI M. - Marine Strategy, una sfida ed un'opportunità per la Biologia Marina italiana	25
TUNESI L., CASAZZA G., DALÙ M., GIORGI G., SILVESTRI C. - The implementation of the Marine Strategy Framework Directive in Italy: knowledge to support the management.....	35

Interventi Programmati

BRESSAN G., BABBINI L., POROPAT F. - Corallinales del Mar Mediterraneo: MAK - chiave ad accesso casuale, dalla conoscenza alla conservazione.....	54
CAROPPO C., BUTTINO I., CAMATTI E., CARUSO G., DE ANGELIS R., FACCA C., GIOVANARDI F., LAZZARA L., MANGONI O., MAGALETTI E. - State of the art and perspectives on the use of planktonic communities as indicators of environmental status in relation to the EU Marine Strategy Framework Directive.....	65
FIorentino F., CARPENTIERI P., GRISTINA M., LEMBO G., MANNINI A., RUSSO T., SABATELLA E., SARTOR P., SPEDICATO M.T. - Pesca e risorse ittiche. Criticità sulla definizione del GES e degli obiettivi ambientali nella Strategia Marina	74
ORSI RELINI L., GARIBALDI F., LANTERI L., RELINI G. - Possible use of small mesopelagic ichthyofauna to ascertain GES in oceanic areas of the Mediterranean.....	79
SANDULLI R., BAVESTRELLO G., CHEMELLO R., GAMBI M.C., GIANGRANDE A., RUSSO G.F., TERLIZZI A. - Prospettive e criticità sul ruolo del benthos mediterraneo nella Direttiva sulla Marine Strategy	88

Poster del Comitato Acquacoltura

LAZZARINI R., GALVAN T., CRUCIANI L., VENDRAMINI A. - Caratterizzazione di un primo banco naturale di tartufo di mare (<i>Venus verrucosa</i> , L. 1758) in Laguna di Venezia.....	104
---	-----

MURA L., DEDOLA G.L., LAI T., SCARPA F., SANNA D., CURINI-GALLETTI M., CASU M., FOIS N., COSSU P. - Genetic diversity of reared and wild populations of <i>Sparus aurata</i> in Sardinia.....	106
PERINO E., LEDDA F.D., MARRA M.V., FERRETTI C., PRONZATO R. - Farming <i>Crambe crambe</i> (Porifera, Demospongiae) for sustainable bioactive metabolite production.....	108
PORRELLO S., BRIGOLIN D., TOMASSETTI P., SCARDI M., PASTRES R. - Stima dei flussi di azoto e fosforo da maricoltura: applicazione di modelli ad un caso studio (Mar Adriatico).....	110
SABA S., PINNA M.G., PAIS A. - Survival and growth of the European flat oyster (<i>Ostrea edulis</i> Linnaeus, 1758) in the Porto Pozzo lagoon (northern Sardinia).....	112

Poster del Comitato Benthos

AGNETTA D., BACCARELLA A., GIANGUZZA P., BADALAMENTI F., PIPITONE C. - First estimates of density and distribution of the alien crab <i>Percnon gibbesi</i> (Decapoda, Percnidae) in the “Capo Gallo-Isola delle Femmine” MPA.....	114
ATZORI G., PALMAS F., VITTORI S., CABIDDU S. - First record and population structure of the invasive species <i>Arcuatula senhousia</i> (Bivalvia: Mytilidae) in the Santa Gilla Lagoon (South Sardinia).....	116
BERTOLINO M., BO M., BAVESTRELLO G., PANSINI M. - Ripartizione ecologica di alcune specie del genere <i>Haliclona</i> Grant, 1836 (Demospongiae, Chalinidae) nel Mar Mediterraneo.....	118
BLASI F., DELARIA M., CARONNI S. - Prima segnalazione della microalga bentonica <i>Chrysophaeum taylorii</i> Lewis & Bryan lungo le coste laziali.....	120
BRUNDU G., LOI B., BAROLI M., FRAU F., PANZALIS P., BERNARDI G., NAVONE A., GUALA I. - Change of density and structure of sea urchin population at the MPA Tavolara - Punta Coda Cavallo.....	122
CALCINAI B., GRAZIANO M., MORI M., CERRANO C. - Struttura demografica di una popolazione di <i>Limnoria tripunctata</i> Menzies 1951 (Crustacea: Limnoriidae) del Mar Ligure.....	124
CALCINAI B., PEDICINI S., MORI M., CERRANO C., BAVESTRELLO G. - New records of marine wood-borers of the family Teredinidae (Mollusca, Bivalvia) from the Ligurian and Adriatic seas ...	126
CARONNI S., MARONGIU R., OCCHIPINTI AMBROGI A., PANZALIS P., RUMI B., SECHI N., CECCHERELLI G. - Prime osservazioni sul ruolo della mucillagine nella diffusione della microalga <i>Chrysophaeum taylorii</i> Lewis & Bryan.....	128
CECERE E., PETROCELLI A. - Alien seaweeds and the Marine Strategy Framework Directive in Italy.....	130

DI TRAPANI F., GIANGUZZA P., GALASSO N., RIGGIO S. - Relazioni tra parametri biometrici in <i>Marthasterias glacialis</i> (L.) (Asteroidea).....	132
GAMBI M.C., BARBIERI F. - Regression of <i>Halophila stipulacea</i> (Forssk.) Aschers. (Hydrocharitaceae) in the harbor of Palinuro (Salerno, Italy).....	134
INDENNIDATE A., CARLUCCIO A., CAPEZZUTO F., MAIORANO P., D'ONGHIA G., TURSI A. - <i>Nephrops norvegicus</i> burrows in the Santa Maria di Leuca cold-water coral province.....	136
LOI B., BRUNDU G., GUALA I., FRAU F., PANZALIS P., BERNARDI G., NAVONE A., BAROLI M. - Age and growth of the sea urchin <i>Paracentrotus lividus</i> in Tavolara - Punta Coda Cavallo Marine Protected Area (Sardinia).....	138
MARRA M.V., CADEDDU B., GIACOBBE S., MANCONI R. - Porifera of Lake Faro (Sicily): gemmules of a sponge epibiont on <i>Mytilus</i> <i>galloprovincialis</i>	140
MASSI D., TITONE A., GIUSTO G.B., SIELI G., SINACORI G. - Note faunistiche sullo zoobenthos dei fondi strascicabili dello Stretto di Sicilia.....	142
MONTALTO V., RINALDI A., MARTINEZ M., MANDAGLIO C., SARÀ G. - Studio del potenziale riproduttivo di due bivalvi in Mediterraneo.....	144
NANNINI M., DE MARCHI L., SAVINI D., RAGAZZOLA F., LOMBARDI C. - Distribuzione ed abbondanza di quattro generi di Corallinales del piano infralitorale superiore di due Aree Marine Protette liguri (Parco Regionale di Porto Venere e Parco Nazionale delle Cinque Terre).....	146
PANETTA P., MASTROTOTARO F., CHIMIENTI G., ANGELETTI L., D'ONGHIA G. - Tanatocenosi Wurmiana nel Canyon di Bari (Mar Adriatico).....	148
RICCI S., CADEDDU B., MELIS P., MANCONI R. - La Grotta Azzurra (Capri): primi dati sul fouling dei <i>Nymphaea</i>	150
SFRISO A., BUOSI A., CAMPOLIN M., SFRISO A.A. - New macroalgae and rare species in the fish ponds of the Venice Lagoon and ecological assessment.....	152

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

APPOLLONI L., SBRESCIA L., RUSSO G.F. - Effetto riserva sui popolamenti ittici nell'Area Marina Protetta di Punta Campanella.....	154
BACCI T., GENNARO P., MARUSSO V., PENNA M., RENDE F.S., TRABUCCO B., CICERO A.M. - Study of the epiphytic community	

of <i>Posidonia oceanica</i> (L.) Delile meadow in the area affected by Costa Concordia wreck: preliminary data	156
BUOSI A., FACCA C., SFRISO A. - Environmental assessment of marine-coastal areas of North-West Adriatic Sea based on macrophyte diversity.....	158
CÁNOVAS MOLINA A., MONTEFALCONE M., GATTI G., MORRI C., BAVESTRELLO G., COPPO S., DIVIACCO G., MONTEPAGANO E., BIANCHI C.N. - Preliminary assessment of coralligenous reef distribution in Liguria (NW Mediterranean Sea).....	160
COPPA S., MASSARO G., CAMEDDA A., DE LUCIA G.A. - Distribuzione di <i>Patella ferruginea</i> nell'AMP del Sinis: valutazione del trend temporale	162
GUALA I., BRUNDU G., VALLAINC D., MOSSONE P. - Assessment of conservation status of <i>Posidonia oceanica</i> and anchoring pressure as a tool for a proper management of recreational boating.....	164
MICHELI C., BORFECCHIA F., BELMONTE A., DE CECCO L., MARTINI S., COGNETTI DE MARTIS S., GNISCI V., CARLI F.M., PIERMATTEI V., MARCELLI M. - Mappatura della prateria di <i>Posidonia oceanica</i> (L.) Delile lungo la costa del Mar Tirreno.....	166

Poster del Comitato Necton e Pesca

BITTAU L., GILIOLI V., MANCONI R. - Diversità e distribuzione dei cetacei al margine sud-orientale del Santuario Pelagos (Sardegna nord-est).....	168
BOLDROCCHI G., BUFFA G., FILICIOTTO F., DISTEFANO V., MACARRONE V., BELLANTE A., BUSCAINO G. - Presenza di <i>Tursiops truncatus</i> lungo la fascia costiera della Sicilia sud-occidentale ..	170
CARBONARA P., CASCIARO L., GAUDIO P., PALMISANO M., ZUPA W., SPEDICATO M.T. - Reproductive cycle and length at first maturity of <i>Squilla mantis</i> in the central-western Mediterranean	172
CARLUCCI R., VASSALLO P., MAIORANO P., PAOLI C., SION L., D'ONGHIA G. - The keystone species in the demersal community from the Santa Maria di Leuca cold-water province (Mediterranean Sea).....	174
CIMMINO C., FRANCO A., RELINI G. - Osteitti di ambienti rocciosi protetti nelle barriere artificiali della Liguria.....	176
DE SABATA E., CLÒ S. - Some breeding sites of the nursehound (<i>Scyliorhinus stellaris</i>) (Chondrichthyes, Scyliorhinidae) in Italian waters, as reported by divers.....	178
DE SABATA E., CLÒ S., OLITA A. - On the occurrence of basking sharks (<i>Cetorhinus maximus</i>) in Sardinia in relation to oceanographic variables	180

GALVAN T., LAZZARINI R., CRUCIANI L., VENDRAMINI A., PICCINETTI C. - Interventi di riattivazione produttiva dei banchi naturali di <i>Chamelea gallina</i> lungo la fascia costiera veneta a seguito della moria dell'anno 2008.....	182
GANCITANO V., BADALUCCO C., CUSUMANO S., GANCITANO S., INGRANDE G., KNITTWEIS L., RIZZO P. - Exploitation state of black-bellied angler, <i>Lophius budegassa</i> (Spinola, 1807) (Pisces: Lophiidae), in the Strait of Sicily (GSA 15 & 16)	184
LAZZARINI R., GALVAN T., CRUCIANI L., VENDRAMINI A. - Primo monitoraggio della risorsa cannolicchi (<i>Ensis minor</i> , Chenu 1843 e <i>Solen marginatus</i> , Pulteney 1799 - Mollusca, Bivalvia) lungo la fascia costiera veneta	186
MANZO C., D'ADAMO R., FABBROCINI A. - Analisi istologica delle gonadi maschili di alice europea (<i>Engraulis encrasicolus</i> , L.) nella Laguna di Lesina (Mar Adriatico, Italia)	188
MARONGIU M.F., BELLODI A., CAU AL., MULAS A., PORCU C., FOLLESA M.C. - Reproductive biology of the blackmouth catshark <i>Galeus melastomus</i> Rafinesque, 1810, in Sardinian seas (central western Mediterranean)	190
MARRA A., MONA S., MAIORANO P. - Population genetic of <i>Aristeus antennatus</i> (Crustacea: Decapoda) in the central-eastern Mediterranean Sea.....	192
MEREU M., AGUS B., CAU A., MARONGIU M.F., JEREB P., CUCCU D. - Finding of two Loliginidae egg masses in the Sardinian waters.....	194
MONTANINI S., STAGIONI M., ANIBALDI A., BENASSI FRANCIOSI C., VALLISNERI M. - Using sagittal otoliths for ecomorphological characterization of demersal fish from Adriatic Sea...	196
PALLADINO S., MARCHESAN M., MECONI U., GAGLIARDINI ANIBALDI L., CANDI G. - Management plans for fisheries and their applicability in the Mediterranean (MA.RE.MED. Project).....	198
PALMAS F., PESCI P., BUTTU S., ATZORI G., SECCI M., SABATINI A. - Estimated impact of the horizontal net opening in the calculation of abundance indices in the trawl survey.....	200
ROMANELLI M., FIORI F. - Censimento della pesca marittima ricreativa ai sensi del D.M. 06.12.2010 MiPAAF: analisi dei dati	202
SARTOR P., COLLOCA F., LIGAS A., MANNINI A., PRIMERANO E., SBRANA M., VOLIANI A., DE RANIERI S. - Ruolo delle aree di nursery per i giovanili di nasello, <i>Merluccius merluccius</i> (L., 1758), nella GSA 9	204
VALLISNERI M., MONTANINI S., STAGIONI M., TOMMASINI S. - Feeding habits of red gurnard, <i>Aspitrigla cuculus</i> (Linnaeus, 1758) in Northern-Central Adriatic Sea	206

VITTORI S., ALTEA P., AGUS B., ATZORI G., CAU AL., PESCI P. - Differences in length structures of <i>Merluccius merluccius</i> in Sardinian seas: an evidence for the existence of different stocks?.....	208
---	-----

Poster del Comitato Plancton

FACCA C., BONOMETTO A., BOSCOLO R., SFRISO A. - Planktonic and benthic microalgae in choked areas of the Venice Lagoon and their relationships with water and sediment physico-chemical parameters	210
MANGONI O., CASOTTI R., MARGIOTTA F., SAGGIOMO M., SAGGIOMO V. - Marine Strategy: spatio-temporal dynamics of phytoplankton assemblages in different coastal marine areas of the Adriatic Sea	212
MARGIOTTA F., MANGONI O., SANTARPIA I., SAGGIOMO M., SAGGIOMO V., CASOTTI R. - Response of phytoplankton assemblages to terrigenous pressures in the southern Tyrrhenian Sea.....	214
PENNA A., CASABIANCA S., PERINI F., BASTIANINI M., RICCARDI E., PIGOZZI S., SCARDI M. - Toxic <i>Pseudo-nitzschia</i> spp. in the northwestern Adriatic Sea: characterization of species composition by genetic and molecular quantitative analyses.....	216
PEZZOLESI L., FRATANGELI F., PISTOCCHI R. - Dinamiche di crescita e produzione dei principali componenti cellulari nella dinoflagellata tossica <i>Ostreopsis cf. ovata</i>	218
ROSSANO C., GAMBINERI S., MASSI L., CHATZINIKOLAOU E., DAFNOMILI E., ZIVANOVIC S., ARVANITIDIS C., SCAPINI F., LAZZARA L. - La caratterizzazione delle acque portuali tramite misure ottiche nel Progetto MAPMED.....	220
SAGGIOMO M., MANGONI O., MARGIOTTA F., SAGGIOMO V., SANTARPIA I., CASOTTI R. - A chemotaxonomical approach towards synthetic indicators of main phytoplankton groups in the context of the Marine Strategy Framework Directive (MSFD).....	222
SPECCHIULLI A., CAMPANELLI A., CASSIN D., CILENTI L., FABBRICINI A., GRILLI F., MARINI M., MASELLI M., PAZIENZA G., SCIROCCO T., D'ADAMO R. - Gradienti spaziali delle proprietà idrobiologiche nel Golfo di Manfredonia.....	224
ZOPPINI A., AMALFITANO S., BERNARDI AUBRY F., BOLDRIN A., CAMATTI E., CASELLA P., FAZI S., PUGNETTI A., SOCAL G., PUDDU A. - Ruolo delle comunità microbiche nel ciclo biogeochimico del carbonio in ambienti marini costieri.....	226

Poster della Sessione Vari

BABBINI L., FINOIA M.G., DEVOTI S., BENCIVENGA M., BRESSAN G., MANCA ZEICHEN M. - Marine acidification: a new perspective within the framework of the MSFD	228
--	-----

BOTTARI T., BUSALACCHI B., PERDICHIZZI F., RINELLI P. - Osservazioni sulla presenza di larve di Gnatidi (Crustacea, Isopoda) in <i>Mullus barbatus</i> lungo le coste tirreniche della Sicilia	230
BUTTU S., BELLODI A., MULAS A., CHERCHI F., FOLLESA M.C. - Impact of <i>Phalacrocorax carbo sinensis</i> (Aves, Phalacrocoracidae) on the fishery resources of a Sardinian lagoon.....	232
CRISTO B., MURA L., DEDOLA G.L., SCARPA F., LAI T., COSSU P., FOIS N., CASU M., SANNA D. - Preliminary data on the genetic variability of the clam <i>Ruditapes decussatus</i>	234
FERRARIO J., SAVINI D., LODOLA A., MARCHINI A., OCCHIPINTI AMBROGI A. - Risk of non-indigenous species introduction via international seafood trade: the case of Chioggia fish market	236
GRAVA A., CARONNI S., GHIANI A., NAVONE A., CITTERIO S. - Prime prove di colorazione delle cellule della microalga bentonica <i>Chrysophaeum taylorii</i> Lewis & Bryan (Pelagophyceae) finalizzate alla definizione di un protocollo procedurale <i>ad hoc</i>	238
MENGONI A., FOCARDI A., BACCI G., UGOLINI A. - Composizione e variabilità dei microbiomi associati con l'anfipode <i>Talitrus saltator</i> (Montagu) (Crustacea, Amphipoda).....	240
MORGANA S., PERINO E., FAIMALI M., BISIO A., PRONZATO R. - Preliminary analysis on the bioactivity of <i>Salvia</i> spp. exudates on marine model organisms	242
NESCI S., VENTRELLA V., TROMBETTI F., PAGLIARANI A. - Caratteristiche della ATPasi mitocondriale di ghiandola digestiva di <i>Mytilus galloprovincialis</i>	244
PERINO E., MARRA M.V., LEDDA F.D., PRONZATO R. - Seasonal trend in metabolite production of <i>Crambe crambe</i> (Porifera - Demospongiae) in Ligurian Sea	246
SCARPA F., COSSU P., SANNA D., LAI T., DEDOLA G.L., DELOGU V., CURINI-GALLETTI M., CASU M. - Preliminary study for calibrating molecular clock in marine platyhelminthes using geminate species	248

Workshop “Fare rete per i Cetacei: dalla cultura della polarizzazione alla cultura della rete”

ARCANGELI A., CAMPANA I., CARCASSI S., CASELLA E., CRACAS F., FABIANO F., OTTAVIANI D., MANCA ZEICHEN M., ADDIS A., CROSTI R. - Avvistamenti stagionali di <i>Balaenoptera physalus</i> nelle Bocche di Bonifacio (Santuario Pelagos).....	252
ARCANGELI A., CASTELLI A., MARINI L., MOULINS A., PALIAGA B., TEPsICH P., TRINGALI M. - Un programma cooperativo di studio	

e monitoraggio dei cetacei nel Mar Mediterraneo: l'esempio della rete di monitoraggio da transetti fissi	254
DI LORENZO A., OLIVIERI V., INTERNULLO E., BORTOLOTTO A., MANFRINI V., GUCCIONE S., PISCIONE I., DI NARDO W., TRINGALI M. - <i>GeoCetus</i> : Sistema Informativo Geografico per la gestione di una banca dati <i>online</i> degli spiaggiamenti di cetacei lungo le coste italiane	256
GNONE G., BELLINGERI M., CARNABUCI M., FOSSA F. - I risultati del Progetto Tursiops Pelagos	258
LANFREDI C., AZZELLINO A., PAVAN G., PODESTÁ M. - Valutazione degli impatti delle emissioni acustiche sottomarine di origine antropica sui cetacei: sviluppo di modelli predittivi di habitat per la specie <i>Ziphius cavirostris</i> (G. Cuvier, 1823)	260
PAVAN G., BERNUZZI E., COZZI B., PODESTÁ M. - La rete nazionale di monitoraggio degli spiaggiamenti di mammiferi marini	262
SANTANGELO G., GNONE G., PANIGADA S., ROSSI A., BELLINGERI M., NUTI S., LAURIANO G., MANFREDI P. - Conservazione dei cetacei mediterranei: un approccio demografico e cooperativo.....	264

D. BELLAN-SANTINI

Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE)
(CNRS-Université d'Aix-Marseille).
Station Marine d'Endoume, Marseille, France.
denise.bellan@univ-amu.fr

LA DIRETTIVA QUADRO PER LA STRATEGIA MARINA (2008/56/EC). L'APPROCCIO FRANCESE

THE EUROPEAN UNION'S MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE (MSFD). THE FRENCH APPROACH

Abstract - *The Marine Strategy Framework Directive (MSFD) aims to achieve good environmental status of the EU's marine waters by 2020. It is up to each Member State of the European Union to develop its own strategy. France has undertaken the development of a Program of Action for the Marine Environment (PAMM) for each of its four sub maritime regions. The PAMM consists of 5 parts: (1) initial assessment of the state of the environment, (2) definition of good ecological status, (3) definition of environmental objectives, (4) elaboration of a monitoring program, (5) implementation of the monitoring program. The first three parts were completed in late 2012, the last two are ongoing and are scheduled for 2014 and 2016.*

Key-words: *European Union's Marine Strategy Framework Directive, France.*

Introduzione - La Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino (MSFD) che ha per scopo il raggiungimento del buono stato ecologico (BSE) dell'ambiente marino al più tardi nel 2020, è stata adottata dal Parlamento europeo in occasione del Consiglio del 17 giugno 2008. Essa richiede agli Stati membri dell'Unione Europea di prendere le misure necessarie per ridurre l'impatto delle attività antropiche su questo ambiente. La Francia ha messo a punto un Piano d'Azione per l'Ambiente Marino (PAMM) che si deve sviluppare in cinque tappe tra il 2012 e il 2016 (<http://wwz.ifremer.fr/dcsmm/Le-Plan-d-Action-pour-le-Milieu-Marin>) per ciascuna delle quattro sottoregioni marittime francesi, di cui una è il Mediterraneo occidentale (<http://www.affaires-maritimes.mediterranee.equipement.gouv.fr/plan-d-action-pour-le-milieu-marin-r124.html>).

Obiettivi - Al fine di realizzare gli obiettivi fissati dalla Direttiva (MSFD, DCSMM in francese), la Francia ha iniziato ad inserirla nella legislazione ambientale per poterla applicare alle zone metropolitane sotto la sovranità o giurisdizione francese (4 sottoregioni marine: Manica – Mare del Nord, Mari Celtici, Golfo di Guascogna e Mediterraneo occidentale).

Questa direttiva ambientale segue un approccio ecosistemico all'ambiente marino in sinergia con le Direttive Habitat Flora Fauna e Uccelli (92/43/CE, 2009/147/CE) e la Direttiva Acqua (2000/60/CE). Essa ha lo scopo di mantenere o di restituire un buon funzionamento degli ecosistemi marini salvaguardando l'utilizzo delle varie fruizioni del mare alle generazioni future nell'ottica di uno sviluppo sostenibile. Questo approccio integrato alla gestione dell'ambiente marino si basa su un gran numero di azioni già esistenti a livello locale, nazionale, comunitario e internazionale. Esso mira a riunirle e amplificarle in modo coerente. In totale circa 11 milioni di Km² di mare, di cui 97% in alto mare, appartengono alla Francia che ha il secondo dominio marittimo mondiale e pertanto ha una grande responsabilità. Il dominio marittimo metropolitano francese si estende per 373.102 Km² di cui 111.314 in Mediterraneo.

Iniziativa - Un piano d'azione per l'ambiente marino (PAMM) deve essere elaborato e avviato per ogni sottoregione marina.

Questo piano d'azione è composto da 5 parti, o tappe, da realizzare in successione:

- 1) una valutazione iniziale dello stato ecologico delle acque marine e dell'impatto ambientale delle attività umane su queste acque (entro il 2012);
- 2) la definizione di un B.S.E. per queste stesse acque basata su dei descrittori qualitativi (entro il 2012);
- 3) la definizione degli obiettivi ambientali e degli indicatori associati per arrivare ad un buon stato ecologico dell'ambiente marino (entro il 2012);
- 4) un programma di monitoraggio per la valutazione permanente dello stato delle acque marine e l'aggiornamento periodico degli obiettivi (entro il 2014);
- 5) un programma di misure che devono consentire di arrivare ad un buon stato ecologico delle acque marine ed al suo mantenimento (per il 2015/2016).

Realizzazioni - 1° parte: la valutazione dello stato iniziale delle acque marine e dell'impatto delle attività umane è stato realizzato seguendo gli 11 descrittori imposti dall'Europa (Annesso I della Direttiva). Questo documento contiene un bilancio delle conoscenze acquisite, stabilisce una diagnosi dello stato attuale degli ambienti marini ed identifica le lacune. Questa elaborazione tiene conto ed include gli obiettivi e le misure di politiche ambientali preesistenti, comunitarie (Direttiva Quadro sull'Acqua, Direttiva Habitat, Fauna e Flora, Direttiva Nitriti, ecc.) ed internazionali (convenzioni di mari regionali, convenzione per la biodiversità, ecc.). La valutazione è costituita da tre parti: analisi delle caratteristiche e dello stato ecologico, analisi delle principali pressioni ed impatti ed infine un'analisi economica e sociale. Le tappe stabilite hanno portato ad una pre-redazione da parte di differenti contributori (31) (tra i quali IFREMER, CNRS, Museo Nazionale di Storia Naturale di Parigi, ecc.). È stata organizzata una consultazione istituzionale che ha coinvolto: il Consiglio Marittimo del Mediterraneo, l'Ammiraglio Prefetto Marittimo per il Mediterraneo, le collettività territoriali, i Comitati dei pescatori, le associazioni per la protezione della natura ed altri, accompagnata da un dibattito pubblico. Le valutazioni finali sono state acquisite dal Consiglio Marittimo del Mediterraneo nel dicembre 2012 e sono servite per promulgare varie ordinanze dei Prefetti (Prefetto Regionale e Prefetto Marittimo).

2° parte: il Piano d'azione per l'ambiente marino (PAMM) definisce il buono stato ecologico e deve tener conto della valutazione iniziale. Il B.S.E., obiettivo finale da raggiungere, richiede l'identificazione di obiettivi ambientali che rappresentano le modalità di progredire verso il raggiungimento di tale finalità. Nel 2012 gli obiettivi ambientali sono stati fissati in parallelo e sulla base di riflessioni sulla definizione di questo B.S.E.

«Un mare sano, pulito e produttivo, un buon funzionamento degli ecosistemi marini ed un utilizzo durabile dei beni e servizi associati» è l'ambizione condivisa da tutti gli attori che intervengono sull'ambiente marino francese con lo scopo di raggiungere e mantenere il B.S.E. dell'ambiente marino proiettato al 2020.

La definizione del B.S.E. è fatta con riferimento alla valutazione iniziale, sulla base degli 11 descrittori qualitativi (Annesso I della Direttiva) e ai criteri e alle norme metodologiche che sono stati stabiliti da una decisione dell'Unione Europea, al fine di assicurare la coerenza degli approcci da parte degli stati membri. La Decisione ha associato a ciascun descrittore un certo numero di criteri (29 in totale) e di indicatori (56 in totale) che devono essere utilizzati per definire il B.S.E.

Il B.S.E., obiettivo finale da raggiungere, richiede di fissare obiettivi ambientali che rappresentano la maniera di progredire verso il raggiungimento di questo obiettivo finale.

Il documento vuole precisamente presentare il quadro fornito dalla Direttiva per la definizione del B.S.E. ed anche i lavori scientifici e tecnici svolti a livello nazionale per

arrivare ad una buona definizione, talora ambiziosa, realistica e condivisa da tutti gli attori dell'ambiente marino. Complessità e diversità delle tematiche trattate, discipline scientifiche coinvolte, mancanza di dati o di conoscenze, ampiezza dell'area geografica interessata, sono i traguardi per raggiungere una visione completa e condivisa.

Il presente documento vuole anche favorire la comprensione dei diversi attori coinvolti nell'elaborazione e nell'attuazione dei Piani d'Azione per l'Ambiente Marino e a implementare i lavori per la definizione degli Obiettivi Ambientali nell'ambito delle 4 sottoregioni marine francesi.

Come per la fase iniziale, differenti esperti hanno condotto un lavoro di caratterizzazione del B.S.E. ed è stata organizzata una grande consultazione sfociata in un documento di sintesi inviato al Consiglio marittimo del Mediterraneo. Questa sintesi è stata considerata come quasi esclusivamente qualitativa, troppo complessa e tecnica; è stato richiesto di proseguire i programmi di ricerca e di avere una migliore concertazione internazionale al fine di armonizzare i punti di vista.

3° parte: la definizione degli obiettivi ambientali e degli indicatori associati al fine di pervenire al B.S.E. è stata acquisita e presentata alla concertazione sotto forma di una tabella nella quale sono indicati per ogni obiettivo generale, gli obiettivi particolari e gli indicatori associati che dovranno essere considerati.

Una ordinanza del 21/12/2012 ratifica questi documenti delle parti 2 e 3 resi pubblici e che servono attualmente di base per la realizzazione delle due ultime parti del PAMM: il programma di monitoraggio e quello delle misure.

4° parte: il programma di monitoraggio è attualmente oggetto di numerose riunioni preparatorie di specialisti al fine di rispondere alle diverse problematiche:

- analisi dell'evoluzione delle pressioni;
- raggiungimento del B.S.E.;
- valutazione e realizzazione degli obiettivi ambientali;
- valutazione dell'efficacia delle misure.

La sua elaborazione guidata dal Ministero dell'Ecologia e Sviluppo Sostenibile, è suddivisa in 5 parti:

- definizione dei concetti e organizzazione dei programmi;
- identificazione dei parametri da utilizzare e dei dispositivi (censimento degli attuali monitoraggi);
- costruzione consolidata del programma, valutazione dell'esistente e ottimizzazione dei dati;
- organizzazione della gestione dei dati;
- redazione dei progetti per i programmi di monitoraggio.

Questa fase avviata si svilupperà dal 2012 al 2014 e prevede un approccio sistemico dei differenti habitat pelagici e bentonici.

A tal fine sono state predisposte delle piattaforme che consentiranno di studiare: i criteri di valutazione degli ecosistemi, i parametri prioritari da utilizzare, i dati ottenuti in differenti siti allo scopo di stimare la fattibilità del programma. Per gli habitat bentonici quattro ecosistemi sono in esame: la prateria di Posidonia, il Coralligeno, le Grotte Marine (immerse), l'insieme dei substrati mobili. È stato considerato anche l'ecosistema pelagico.

5° parte: allorché il Programma di Monitoraggio sarà messo a punto sarà opportuno avviarlo tra il 2015-2016 e dovrà portare nel 2020 a risultati tangibili sul miglioramento del B.S.E. dell'ambiente marino.

Problemi incontrati - Nel corso dello svolgimento della procedura scelta dalla Francia è stato incontrato un certo numero di problemi:

- il piano per la realizzazione della direttiva ha dovuto tenere conto di un certo numero di azioni in preparazione o esistenti e che sono in relazione a impegni nazionali o internazionali ed aventi degli obiettivi più o meno compatibili (protezione della biodiversità, applicazione di quote per la pesca, riduzione degli inquinanti, reindustrializzazione, protezione del litorale/urbanizzazione galoppante...).
- Vincoli della direttiva stessa con 11 indicatori dell'annesso I e un calendario di realizzazione molto rigido.
- La grande superficie e la diversità delle acque marine metropolitane sotto giurisdizione francese, con due grandi aree geografiche a caratteristiche molto diverse: Atlantico e Mediterraneo.

La difficoltà di stabilire un bilancio delle conoscenze molto diversificate provenienti da molteplici fonti e quindi i metodi di acquisizione e gli obiettivi non sono sempre coerenti tra loro.

D'altra parte certi argomenti riguardanti l'ambiente, avendo sofferto di disaffezione a livello della ricerca, sono stati abbandonati anche per ragioni economiche (mancanza grave di sistemati e di biologi marini).

La procedura prevista si deve basare su una ampia concertazione con un pubblico poco sensibile e mal informato sulle questioni riguardanti l'ambiente marino.

A fronte di questi problemi tra i più gravi riscontrati, la Francia ha beneficiato di numerose situazioni positive.

L'attuazione delle direttive habitat, fauna, flora con l'individuazione di siti marini importanti, la direttiva quadro sull'acqua sostenuta dai servizi di agenzie di bacino sono risultati efficaci così come i risultati della grande concentrazione governativa sulle "Grenelle de la Mer" che ha già mostrato le mancanze della "governance" ambientale marina.

Una grande riforma riguardante la gestione del territorio marino è stata attuata affidando ai tre Prefetti marittimi oltre al compito di sorvegliare il mare dal punto di vista della polizia e sicurezza, di sorvegliare anche l'ambiente. Il quadro istituzionale per l'attuazione della MSFD è pertanto solido e sperimentato. La creazione di un Consiglio Marittimo per il Mediterraneo come per le altre due grandi regioni ha consentito di coinvolgere la società civile, gli attori e le amministrazioni impegnate in mare ma anche nel territorio terrestre. Uno sforzo di coordinamento e scambio tra i grandi organismi di ricerca ha potuto facilitare la messa in comune dei dati ed il riconoscimento della debolezza del dispositivo. Il calendario previsto sembra svolgersi normalmente e si ha il diritto di aspettare risultati onorevoli nei tempi previsti.

Ringraziamenti: Ringrazio il Professore Giulio Relini per la traduzione di questo testo particolare di "gouvernance française".

Documenti disponibili (i riferimenti sono riportati nella lingua originale):

Habitats Directive: 92/43/EEC

Water Framework Directive (WFD): 2000/60/EEC

Birds Directive: 2009/147/EEC, annullando e sostituendo 79/409/EEC

Marine Strategy Framework Directive (MSFD): 2010/477/EEC

<http://www.aires-marines.fr/>

http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/strategie_creation_aires_marines_protegees_scgamp_2012.pdf

http://www.affaires-maritimes.mediterranee.equipement.gouv.fr/IMG/pdf/Evaluation_initiale_des_eaux_marines_web.pdf

http://www.affaires-maritimes.mediterranee.equipement.gouv.fr/IMG/pdf/fiche_enjeux_Mediterranee.pdf

http://www.affaires-maritimes.mediterranee.equipement.gouv.fr/IMG/pdf/document_de_synthese_bon_etat_ecologique.pdf

<http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000026864150&dateTexte=&categorieLien=id>

http://www.affaires-maritimes.mediterranee.equipement.gouv.fr/IMG/pdf/fiche_bon_etat_ecologique.pdf

M. FROST

Marine Biological Association, The Laboratory, Plymouth, PL1 2PB, UK.
matfr@mba.ac.uk

THE MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE: CHALLENGES FOR BENTHIC HABITATS IN UK SEAS

LA DIRETTIVA QUADRO SULLA MARINE STRATEGY: PROBLEMATICHE RELATIVE AGLI HABITAT BENTONICI DEI MARI INGLESII

Abstract - *As part of the work of implementing the Marine Strategy Framework Directive, indicators and targets are being developed for marine benthic habitats. In the United Kingdom two key challenges in doing this are the large area of seabed under consideration and the lack of scientific evidence on which to base quantitative targets, particularly for habitat extent. These challenges are discussed and conclusions drawn on the most appropriate approach to resolve these issues.*

Key-words: *Marine Strategy Framework Directive, marine biodiversity, benthic habitats, geographical scale, targets.*

Introduction – implementing MSFD in UK waters

The Marine Strategy Framework Directive (MSFD) (EC, 2008) came in to force on the 15th July 2008 and was transposed into UK law in July 2010 (SI, 2010). The directive forms the environmental pillar of the EU's integrated European Maritime Policy and aims to achieve 'Good Environmental Status' (GES) for Europe's marine environment by 2020.

Strategies for achieving GES are being developed for four European Marine Regions; the North-East Atlantic; the Baltic Sea; Mediterranean Sea and the Black Sea with all UK waters being encompassed by the North-East Atlantic Region. The North-East Atlantic Region is further divided into four sub-regions with the UK waters falling into the Greater North Sea and Celtic Sea sub-regions (the two North-East Atlantic sub-regions falling outside UK waters are the Bay of Biscay and the Iberian Coast and the Macronesian biogeographic region). The UK shares the Celtic Sea Sub-region with Ireland and France, and the Greater North Sea Sub-region with France, Belgium, the Netherlands, Germany, Denmark, Sweden and Norway. A key requirement of the Directive is that countries sharing a region or sub-region need to work with neighbouring Member States in developing their strategies using existing mechanisms when appropriate and in particular the Regional Sea Conventions. The UK works through the OSPAR Convention which is responsible for coordination in the North-East Atlantic (the other regional sea conventions responsible for coordination are: the Helsinki Convention (HELCOM) for the Baltic Sea Area; Barcelona Convention for the Mediterranean Region (BARCOM) and the Bucharest Convention for the Black Sea). Another area where scientists and competent authorities will have to coordinate is in the inshore areas where there is overlap between the MSFD and the Water Framework Directive (WFD) (EC, 2000). In the UK the WFD applies to coastal waters out to 1 nm except for waters around Scotland where it goes out to 3 nm, whilst the MSFD applies from coastal waters out to 200 nm or the limit of the European Exclusive Economic Zone.

In terms of biodiversity, Annex 1 of the Directive outlines 11 high level descriptors of GES and the current focus is on developing indicators and targets for these descriptors (further guidance on indicator development was provided through the Commission Decision on criteria and methodological standards (EC, 2008)). Three descriptors are identified as requiring indicators and targets to be set directly for the biological component of the marine ecosystem Descriptor 1 (Biological Diversity);

Descriptor 4 (Food Webs) and Descriptor 6 (Seafloor Integrity) (Moffat *et al.*, 2011). Although all 11 descriptors are of relevance to marine biodiversity, many are specific to pressures that affect marine biodiversity and the wider marine environment namely; Descriptor 2 (non-indigenous species), Descriptor 3 (commercial fish), Descriptor 5 (eutrophication), Descriptor 7 (hydrographical conditions), Descriptor 8 (contaminants), Descriptor 9 (contaminants in seafood), Descriptor 10 (marine litter) and Descriptor 11 (underwater noise) (Tab. 1). For the purpose of indicator development for the North-East Atlantic, expert groups have been established around the biological components themselves rather than descriptors so that indicators are developed in a consistent way and deliver against the requirements of the criteria across multiple descriptors. Expert groups have been established for Mobile Species (Birds, Mammals, Reptiles, Fish and Cephalopods), Pelagic Habitats (Plankton) and Benthic Habitats (Rock and Biogenic Reef and Sediments). This structure is reflected at both the UK level and the European level where work is coordinated through the Intersessional Correspondence Group of the Coordination of Biodiversity Assessment and Monitoring (ICG-COBAM). Although indicators are being developed for all of the biodiversity components mentioned, much of the work on the mobile species and pelagic habitats is described elsewhere (e.g. Greenstreet *et al.*, 2012; McQuatters-Gollop, 2012) so the focus of this discussion is on the benthic habitats.

Tab. 1 - Relationship between MSFD descriptors and marine biodiversity.

Relazione tra i descrittori della Marine Strategy Framework Directive e la biodiversità marina.

MSFD Annex 1 GES Descriptors		Biodiversity link
1	Biological diversity is maintained. The quality and occurrence of habitats and the distribution and abundance of species are in line with prevailing physiographic, geographic and climate conditions.	<i>Main biodiversity descriptor. Also overlaps with other biodiversity related descriptors 2, 3, 4 and 6</i>
2	Non-indigenous species introduced by human activities are at levels that do not adversely alter the ecosystem.	<i>Although this relates directly to biodiversity, the focus is on controlling vectors for dispersal so it is really a pressure on biodiversity descriptor components</i>
3	Populations of all commercially exploited fish and shellfish are within safe biological limits, exhibiting a population age and size distribution that is indicative of a healthy stock.	<i>Biodiversity related descriptor but also indicative of pressures on biodiversity, specifically the fish component</i>
4	All elements of the marine food webs, to the extent that they are known, occur at normal abundance and diversity and levels capable of ensuring the long-term abundance of the species and the retention of their full reproductive capacity.	<i>Biodiversity related descriptor although science less well developed than for other biodiversity descriptors</i>
5	Human-induced eutrophication is minimised, especially adverse effects thereof, such as losses in biodiversity, ecosystem degradation, harmful algal blooms and oxygen deficiency in bottom waters.	<i>Pressure on biodiversity descriptor components</i>
6	Sea-floor integrity is at a level that ensures that the structure and functions of the ecosystems are safeguarded and benthic ecosystems, in particular, are not adversely affected.	<i>Biodiversity related descriptor. Significant overlap with D1</i>
7	Permanent alteration of hydrographical conditions does not adversely affect marine ecosystems.	<i>Pressure on biodiversity descriptor components</i>
8	Concentrations of contaminants are at levels not giving rise to pollution effects.	<i>Pressure on biodiversity descriptor components</i>
9	Contaminants in fish and other seafood for human consumption do not exceed levels established by Community legislation or other relevant standards.	<i>Pressure on biodiversity descriptor components</i>
10	Properties and quantities of marine litter do not cause harm to the coastal and marine environment.	<i>Pressure on biodiversity descriptor components</i>
11	Introduction of energy, including underwater noise, is at levels that do not adversely affect the marine environment.	<i>Pressure on biodiversity descriptor components</i>

Challenges for implementation – UK Benthic Habitats

UK biodiversity targets and indicators are based where possible on those that exist already as part of other directives (e.g. habitat loss thresholds in the Habitats Directive and OSPAR). This approach works well for the species components of marine biodiversity and for special benthic habitats such as seagrass beds which are listed in previous legislation. There is less in the way of existing targets and indicators however for the most widespread (predominant) benthic habitats. Developing of indicators and targets for benthic habitats is particularly challenging, with many of the issues having already been highlighted as part of the work undertaken on implementation of the WFD. Some of these lessons have direct application for those working on MSFD implementation (Van Hoey *et al.*, 2010). In addition to the lack of existing targets and indicators for the predominant marine benthic habitats, the key challenges for UK can be categorised into two broad categories: a) the challenge of scale when developing indicators and b) the challenge of evidence when attempting to set quantitative thresholds for benthic habitat targets.

a) Indicator development and the Challenge of Scale

There is more than three times sea area than land in the UK with its' seas extending to some 867 400 km² (Frost, 2010a). Shallow and shelf subtidal sediments are the most widespread habitat types although there is a wide range of other benthic habitats. The European Commission Decision on criteria and methodological standards (EC, 2010) required a set of habitat types to be drawn up for each region, sub-region or subdivision. Of the 18 'predominant' benthic habitat types originally identified by OSPAR as being present in the North-East Atlantic Region (OSPAR, 2012), all are present in the UK. Of the 51 'special' habitats (i.e. those listed under Community legislation and international agreements) listed for the North-East Atlantic Region, 38 are found in UK waters. The UK in fact has the most geographically extensive area of benthic habitats of all the North-East Atlantic countries¹ and the widest range of habitats of any country with an Atlantic border (Hiscock, 1996). However, a relatively small proportion of these habitats have been mapped at the appropriate resolution with a heavy reliance on modelling being used to assess habitat distribution. One of the commonest approaches to developing indicators for the assessment of ecological status is to use single or multimetric indices. There is a history of research into the use and effectiveness of these metrics in European waters (e.g. Bakalem *et al.*, 2009; Kennedy *et al.*, 2011; Tataranni & Lardicci, 2010) as well as a number of investigations into the response of these metrics to specific pressures or pressure gradients (e.g. Borja *et al.*, 2011). There have also been a number of large-scale projects specifically looking at the use of these metrics for measuring 'Good Ecological Status' under the WFD (e.g. Borja *et al.*, 2011; Borja & Dauer, 2008; Munari & Mistri, 2012; Puente *et al.*, 2008). Despite this wealth of information however, the sheer scale and variety of UK habitats makes the metric-based approach a challenge to implement in UK waters.

The unsuitability of a metric-based approach along with the prohibitive costs of implementing a sampling based monitoring programme to support this approach means the focus of the UK benthic indicator programme has been instead on the development of pressure-based assessments. These assessments have 3 essential requirements 1) information on the spatial distribution and extent of benthic habitats 2) information on the spatial distribution and intensity of pressures and 3) an

¹ This comparison does not take into account overseas territories.

understanding of the degree of impacts resulting from the pressures. Although this pressures-based approach is more suitable there are also challenges with the three requirements outlined above. So for 1) it has already been observed that there is a heavy reliance on modelling in UK waters so continued efforts are required to improve our knowledge of habitat distribution, 2) information on the distribution and intensity of many pressures is available but this needs to be kept up-to-date and accessing data relating to commercially sensitive activities is not always straightforward and 3) making the link between pressures and habitats to determine impacts requires an understanding of the sensitivity of species and habitats to specific pressures and the vulnerability caused by different levels of exposure to activities creating those pressures. Information on benthic responses to pressure is available for certain areas and habitats (e.g. Benn *et al.*, 2010) and the methodologies to link pressures to impact continue to evolve. However, the issue of what activities are likely to affect habitat extent and at what scale this is important still needs addressing along with challenge of incorporating the effects of cumulative impacts (Korpinen *et al.*, 2012).

b) The challenge of scientific evidence to support targets for benthic habitats

The achievement of GES for European waters has to be compatible with the main aim of the directive i.e. ‘*promoting sustainable use of the seas and conserving marine ecosystems*’ (EC, 2008). A key question, therefore, is how much of the UKs benthic habitats can be assessed as being in poor condition or lost before GES is compromised? Is there in fact such thing as sustainable loss? The thresholds for habitat loss currently being considered for North-East Atlantic habitats are based on thresholds taken from other pieces of legislation or agreements but the scientific underpinning for these is difficult to establish. For example, there are quantitative targets for habitats listed in Annex 1 of the Habitats Directive but recent studies have concluded there is no basis for many of the quantitative thresholds already suggested (e.g. Crowe *et al.*, 2011). Popular thresholds such as the 15% loss suggested through the OSPAR and HELCOM processes also suffer from a lack of clear scientific justification so that in the UK, the adoption of trend-based targets has been seen as a more realistic way forward.

Conclusions - The variety and extent of UK benthic habitats means the most pragmatic approach for UK habitats, at least for its predominant seabed habitats, is to use pressure-based indicators and modelling rather than metric-based approaches, although the latter could be utilised for ‘ground-truthing’ and improving our understanding of links between activities and impacts. The pathway from activities, to resulting pressures, to impacts, which then drive state changes, needs to be investigated as it is a key element in determining GES.

The issue of setting quantitative thresholds in relation to marine biodiversity however is far more challenging. At the level of marine ecological understanding there are basic questions at the species and habitat level that are relevant to setting thresholds. For example, at the species level, questions include how many species can be lost from a community before ecosystem function is affected and how many individuals can be lost from a population before the population becomes unsustainable? At the habitat level, relevant questions include how much of a habitat can be lost before it is unlikely to recover (i.e. the amount of loss becomes unsustainable), how much of an ecosystem needs to be protected to ensure overall ecosystem function and what are the minimum distances needed to be maintained between habitat patches in order to ensure connectivity (linked to MSFD distribution criteria such as range)? There is as yet no agreed clear set of scientific criteria against any of these questions and the solution is currently to accept the principal for benthic habitats of

reducing loss or damage but to abandon any quantitative target as being impossible to justify scientifically. A general trend of improvement is therefore preferred over specific targets.

Finally, it is important, to note that challenges associated with indicator development and targets are not just scientific as ecological indicators exist in the 'fuzzy world between science and policy' (Turnhout *et al.*, 2007). What indicators and targets are finally accepted therefore often owes as much to what is politically or socially acceptable as to what the scientists and technical experts think (Frost, 2010b; Mee *et al.*, 2008).

References

- BAKALEM A., RUELLET T., DAUVIN J.C. (2009) - Benthic indices and ecological quality of shallow Algeria fine sand community. *Ecological Indicators*, **9**: 395-408.
- BENN A.R., WEAVER P.P., BILLET D.S.M., VAN DEN HOVE S., MURDOCK A.P., DONEGHAN G.B., LE BAS T. (2010) - Human Activities on the Deep Seafloor in the North East Atlantic: An Assessment of Spatial Extent. *PLoS ONE*, **5** (9), doi: 10.1371/journal.pone.0012730.
- BORJA A., BARBONE E., BASSET A., BORGERSEN G., BRKLJACIC M., ELLIOTT M., GARMENDIA J.M., MARQUES J.C., MAZIK K., MUXIKA I., NETO J.M., NORLING K., RODRÍGUEZ J.G., ROSATI I., RYGG B., TEIXEIRA H., TRAYANOVA A. (2011) - Response of single benthic metrics and multi-metric methods to anthropogenic pressure gradients, in five distinct European coastal and transitional ecosystems. *Mar. Pollut. Bull.*, **62**: 499-513.
- BORJA A., DAUER D.M. (2008) - Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators*, **8**: 331-337.
- CROWE T.P., FITCH J.E., SOMERFIELD P.J., FRID C.L.J. (2011) - *A framework for managing sea bed habitats in near shore Special Areas of Conservation*. Department of the Environment, Heritage and Local Government, Ireland, Dublin.
- EUROPEAN COMMISSION (2000) - Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L 327: 1-72.
- EUROPEAN COMMISSION (2008) - Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for Community actions in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). *Official Journal of the European Communities*, L 164: 19-40.
- EUROPEAN COMMISSION (2010) - Commission Decision of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters. *Official Journal of the European Union*, L 232: 12-24.
- FROST M. (2010a) - Charting Progress 2 Healthy and Biological Diverse Seas Feeder Report: Section 1: Introduction. In: Frost M., Hawkrigde J. (eds), *UKMMAS (2010) Charting Progress 2 Healthy and Biological Diverse Seas Feeder Report*. Published by Department for Environment Food and Rural Affairs on behalf of UKMMAS: 1-11.
- FROST M. (2010b) - Assessing the status of seas and oceans: determining the roles of science and policy. *Biol. Mar. Mediterr.*, **17** (1): 6-10.
- GREENSTREET S., ROSSBERG A.G., FOX C.J., LE QUESNE W., BLASDALE,T., BOULCOTT P., MITCHELL I., MILLAR C., MOFFAT C.F. (2012) - Demersal fish biodiversity: species-level indicators and trends-based targets for the Marine Strategy Framework Directive. *ICES J. Mar. Sci.*, **69** (10): 1789-1801.
- HISCOCK K. (1996) - *Marine Nature Conservation Review: Rationale and Methods*. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee. (Coast and Seas of the United Kingdom. MNCR series).
- KENNEDY R., ARTHUR W., KEEGAN B.F. (2011) - Long-term trends in benthic habitat quality as determined by Multivariate AMBI and Infaunal Quality Index in relation to natural variability: A case study in Kinsale Harbour, south coast of Ireland. *Mar. Pollut. Bull.*, **62**: 1427-1436.
- KORPINEN S., MESKI L., ANDERSEN J.H., LAAMANEN M. (2012) - Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. *Ecological Indicators*, **15**: 105-114.

- MEE L.D., JEFFERSON R.L., LAFFOLEY D. D'A., ELLIOTT M. (2008) - Review: How good is good? Human values and Europe's proposed Marine Strategy Directive. *Mar. Pollut. Bull.*, **56**: 187-204.
- MCQUATTERS-GOLLOP A. (2012) - Challenges for implementing the Marine Strategy Framework Directive in a climate of macroecological change. *Philos. Trans. A. Math. Phys. Eng. Sci.*, **370** (1980): 5636-5655.
- MOFFAT C., AISH A., HAWKRIDGE J.M., MILES H., MITCHELL P.I., MCQUATTERS-GOLLOP A., FROST M., GREENSTREET S., PINN E., PROUDFOOT R., SANDERSON W.G., TASKER M.L. (2011) - *Advice on UK biodiversity indicators and targets for the Marine Strategy Framework Directive*. Healthy and Biologically Diverse Seas Evidence Group to the Department for Environment, Food and Rural Affairs: 210 pp.
- MUNARI C., MISTRI M. (2012) - Ecological status assessment and response of benthic communities to environmental variability: The Valli di Comacchio (Italy) as a study case. *Mar. Environ. Res.*, **81**: 53-61.
- OSPAR (2012) - *MSFD Advice Manual and Background Document on Biodiversity. Approaches to determining good environmental status, setting of environmental targets and selecting indicators for Marine Strategy Framework Directive descriptors 1, 2, 4 and 6. A living document - Version 3.2 of 5 March 2012*. http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00581_advice%20document%20d1_d2_d4_d6_biodiversity.pdf
- PUENTE A., JUANES J.A., GARCÍA A., ÁLVAREZ C., REVILLA J.A., CARRANZA I. (2008) - Ecological assessment of soft bottom benthic communities in northern Spanish estuaries. *Ecological Indicators*, **8**: 373-388.
- SI (2010) - *Statutory Instrument 1627. The Marine Strategy Regulations 2010*.
- TATARANNI M., LARDICCI C. (2010) - Performance of some biotic indices in the real variable world: A case study at different spatial scales in North-Western Mediterranean Sea. *Environ. Pollut.*, **158**: 26-34.
- TURNHOUT E., HISSCHEMÖLLER M., EIJSACKERS H. (2007) - Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. *Ecological Indicators*, **7**: 215-228.
- VAN HOEY G., BORJA A., BIRCHENOUGH S., BUHL-MORTENSEN L., DEGRAER S., FLEISCHER D., KERCKHOF F., MAGNI P., MUXIKA I., REISS H., SCHRÖDER A., ZETTLER M.L. (2010) - The use of benthic indicators in Europe: From the Water Framework Directive to the Marine Strategy Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.*, **60**: 2187-2196.

G. RELINI

SIBM c/o DISTAV, Università di Genova,
Viale Benedetto XV, 3 – 16132 Genova, Italia.
sibmzool@unige.it

IL CONTRIBUTO DELLA SIBM AL MIGLIORAMENTO DELLE CONOSCENZE BIOLOGICHE NEI MARI ITALIANI

THE SIBM CONTRIBUTION TO THE IMPROVEMENT OF BIOLOGICAL KNOWLEDGE OF ITALIAN SEAS

Abstract - *The activities of SIBM carried out since 1969 with the aim of protection, enhancement of marine environment improvement, of knowledge of the life in Italian seas are described. In particular results obtained on biodiversity and fishery resources monitoring are considered also in relation with MSFD.*

Key-words: *marine biodiversity, checklist, fish survey, Mediterranean Sea.*

Introduzione - La Società Italiana di Biologia Marina (SIBM onlus) ha per scopo primario, come recita l'articolo 3 dello Statuto, la protezione e valorizzazione dell'ambiente marino, promuovendo la conoscenza, la ricerca e la divulgazione in particolare della vita nei mari italiani.

Tutte le attività sono orientate in tal senso fin dalla fondazione ed una sintesi di quanto realizzato nei primi trenta anni è riportata in Relini (1988, 1990 e 2000).

La presente nota vuole essere un aggiornamento sulle attività svolte negli ultimi tredici anni, senza tralasciare una breve sintesi sulla storia e l'organizzazione della Società.

La SIBM è stata fondata il 4 giugno 1969, durante un'Assemblea Costitutiva animata da Guido Bacci, il quale volle che Livorno la tenesse a battesimo e che l'Acquario di Livorno ne divenisse la sede legale. L'atto notarile di costituzione è stato redatto alcuni anni dopo, il 6 giugno 1974 a Nardò, durante l'annuale congresso.

Attività - La SIBM organizza ogni anno un congresso nazionale (Fig. 1) incentrato su alcuni temi principali, diversi ovviamente di anno in anno, e pubblica gli Atti nei quali si può trovare una precisa testimonianza della ricerca biologica marina italiana degli ultimi 43 anni.

Il 31° Congresso (2000) è stato organizzato a Sharm El Sheikh con la partecipazione di alcuni colleghi egiziani dell'Università di Suez Canal (Ismailia).

Il 34° (2003) si è svolto in Tunisia a Port El Kantaoui (Sousse), con la partecipazione di molti colleghi tunisini, in particolare dell'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer. Il 41° Congresso a Rapallo (2010) è stato organizzato in collaborazione con la Marine Biological Association UK, la più antica e prestigiosa Società di Biologia Marina a livello mondiale, con la quale è stato stipulato il gemellaggio nel 2006. La SIBM era presente a Londra il 24 ottobre 2009 per la celebrazione dei 125 anni della MBA-UK, essendo stata fondata nel 1884 (Notiziario SIBM 56/2009 pp. 16-18).

La pubblicazione degli Atti ha subito varie vicissitudini. Gli Atti dei Congressi SIBM avrebbero dovuto essere stampati sulle Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli, che rappresentavano la più prestigiosa rivista di biologia marina italiana. In effetti, gli Atti dei primi quattro Congressi uscirono come supplementi di tale rivista. Con la crisi della Stazione Zoologica negli anni '70, si decise però la cessazione delle Pubblicazioni. A partire dal 5° Congresso, gli Atti sono stati affidati

ad altre riviste italiane o stampati in volumi *ad hoc*, di cui purtroppo, oggi alcuni sono praticamente introvabili. Nel 1983, durante il Congresso di Trieste, si decise, previo accordo con i direttori delle testate, di pubblicare gli Atti della SIBM su supplementi di *Nova Thalassia* o di *Oebalia*. Finalmente, nel 1994 (Fig. 2a) è stata fondata *Biologia Marina Mediterranea* che quest'anno stampa il ventesimo volume. Prima del 1994 le pagine degli Atti erano 12.412, più 13.316 dal 1994 al 2012, per un totale di 25.728 pagine dedicate agli Atti, mentre 12.340 sono le pagine dei volumi di *Biologia Marina Mediterranea* dedicati ad argomenti vari. L'attività della Società viene divulgata anche attraverso il Notiziario SIBM, nato nel 1980, era distribuito in formato cartaceo due volte l'anno fino al n. 54 (ottobre 2008), dal 2009 è sul sito web della SIBM ed è scaricabile da parte dei Soci.

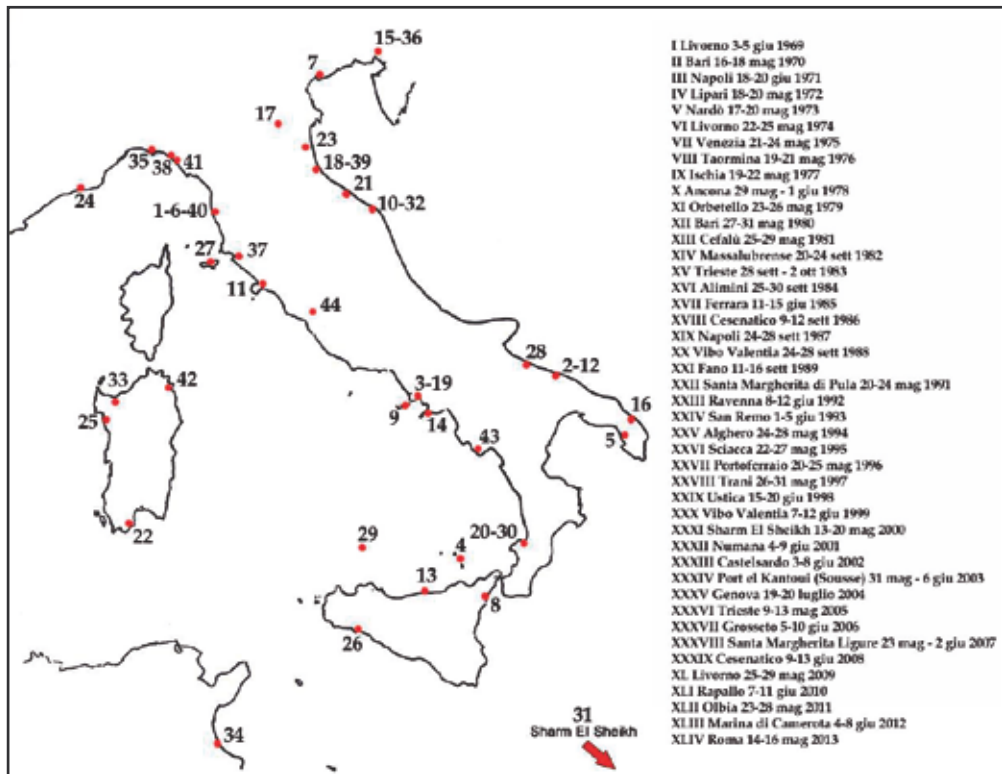


Fig. 1 - Località nelle quali è stato organizzato il congresso annuale della SIBM.

Sites where SIBM annual meeting has been organized.

L'attività della SIBM si svolge anche attraverso i cinque Comitati ristrutturati nel 1985 durante il Congresso di Ferrara (Acquacoltura, Benthos, Gestione e Valorizzazione della Fascia Costiera, Necton e Pesca, Plancton) ed attraverso gruppi di lavoro di volta in volta istituiti in relazione alle necessità. Attualmente sono attivi il Gruppo Barriere Artificiali (coordinato da Gianna Fabi), Pesca Artigianale e Ricreativa (coordinato da Roberto Silvestri), GRIS (Gruppo Ricercatori Italiani sugli Squali, razze e chimere, coordinato attualmente da Massimiliano Bottaro), Cetacei (coordinato da Guido Gnone) e Specie alloctone (coordinato da Anna Occhipinti).

Nel 1985, grazie alla legge sulla pesca 41/82, è stata finanziata una importante serie di ricerche sull'acquacoltura e sulla valutazione delle risorse ittiche nei mari italiani, che ha creato le basi per la costituzione di gruppi di ricerca coordinati a livello nazionale e, poi, anche internazionale. Questi gruppi hanno trovato nella SIBM la sede naturale per presentare e discutere metodologie e risultati. Per la valutazione delle risorse demersali sono state coinvolte inizialmente 15 Unità Operative, con la copertura di tutti i mari italiani; in seguito sono state ridotte a 11 che hanno costituito il Gruppo Nazionale Demersali (GRUND).

La DG XIV della CEE ha finanziato, a partire dal 1994, il programma Mediterranean International Trawl Survey (MEDITS) con il coinvolgimento della Spagna (IEO, Istituto Oceanografico Spagnolo), Francia (IFREMER), Grecia (NCMR di Atene) ed Italia (SIBM) (Bertrand *et al.*, 2002).

Tab. 1 - Attività svolte dalla SIBM nell'ambito di progetti europei sulla raccolta dati alieutici.

Activities carried out by SIBM for European fishery data collection.

MEDITS
MEDITSIT 'International bottom trawl survey in the Mediterranean (Italy)' Gestione scientifica ed amministrativa delle Unità Operative compresa organizzazione delle campagne in mare: 1994-1995 (MED 93/006); 1996-1997 (MED 95/65); 1998-1999 (MED 97/069); 2000-2001 (MED 99/046); 2001 (MED 00/041)
MEDITS 'Programma Nazionale per la raccolta dati alieutici' (Reg. CE 1543/2000 e 1639/2001) Coordinamento delle 7 GSA: 2002; 2003; 2004; 2005; 2006
CAMPBIOL
CAMPBIOL 'Programma Nazionale per la raccolta dati alieutici' (Reg. CE 1543/2000 e 1639/2001) Coordinamento delle 7 GSA: 2002; 2003; 2004; 2005; 2006
ALTRI CAMPBIOL
ALTRI CAMPBIOL Modulo Altri campionamenti biologici Coordinamento delle 7 GSA: 2005
GRUND
GRUND 'Programma Nazionale per la raccolta dati alieutici' (Reg. CE 1543/2000 e 1639/2001) Coordinamento delle 7 GSA: 2003; 2004; 2005; 2006
SCARTI
SCARTI 'Programma Nazionale per la raccolta dati alieutici' (Reg. CE 1543/2000 e 1639/2001) Coordinamento scientifico ed amministrativo: 2003; 2005; 2006
TONNO ROSSO
TONNO ROSSO Realizzazione di uno studio sulla pesca sportiva del tonno rosso nel quadro delle attività previste dal regolamento CE 1543/00 e dal regolamento CE 1639/01: 2003; 2005; 2006 MARCATURA TONNO ROSSO: 2004; 2005; 2006
PESCE SPADA
MARCATURA del Pesce Spada: 2005; 2006
COORDINAMENTO
Servizio di realizzazione di un'attività di coordinamento per la valutazione dello stato delle risorse biologiche dei mari italiani e l'attività di coordinamento delle unità operative di raccolta dati sulla flotta da pesca italiana nel quadro delle attività previste dai regolamenti (CE) n° 1543/00, 1639/01, 1581/04: 2007-2008
Servizio di coordinamento per la valutazione dello stato delle risorse biologiche dei mari italiani e l'attività di coordinamento delle unità operative coinvolte nella raccolta dei dati previsti dai moduli III C, III E, III G, V del Programma Nazionale ex Regolamento CE n. 199/2008: 2009; 2010; 2012; 2013
SYNDEM
Synthèse des connaissances sur les ressources de fond en Méditerranée Centrale (Italie et Corse): Project 95/067 Study n° 97/0067
Communication and dissemination of scientific papers in the Central Mediterranean: 1998-1999
SAMED
Stock assessment in the Mediterranean: 2000-2001; (MED 99/047)
FISBOAT
Fisheries dependent survey based operational assessment tools: 2004-2007; (SSP8-CT-2003-502572)
COST
Common tool for raising and estimating properties of statistical estimates derived from the Data Collection Regulation: 2007-2009; (FISH/2006/15 – Lot 2)
WEBGR
Web services for support of growth and reproduction studies: 2008-2010; SI2.507686-FISH/2007/07-Lot.1

Per l'Italia le 11 Unità Operative GRUND, sopra ricordate, sono state riunite in 5 grandi gruppi con il coordinamento scientifico ed amministrativo della SIBM (vedere Notiziari n. 25/1994 pp. 25-32, n. 27/1995 p. 41, n.39/2001 pp. 30-38).

Nel 2002, con l'entrata in vigore del nuovo regolamento CEE sulla raccolta dati pesca e la suddivisione del Mediterraneo in GSA (Geographical Sub Area; FAO), i gruppi italiani del GRUND e MEDITS sono stati riuniti nelle attuali 7 GSA. La SIBM, su incarico del MiPAAF e della CE, ha svolto dal 1994 al 2006 un ruolo importante nelle attività di ricerca, anche da un punto di vista organizzativo-gestionale come schematizzato in Tab. 1.

Dal 2007 al 2013 svolge un servizio di coordinamento delle GSA per gli aspetti biologici della raccolta dati (Reg. CE 1543/2000 e 1639/2001). Tra le attività previste dal Coordinamento Biologico forse quella più importante riguarda la stesura del rapporto annuale sullo stato delle risorse biologiche dei mari circostanti l'Italia. Sono stati preparati quelli dal 2007 al 2011, di cui solo due (2008, 2009) sono stati finora pubblicati (Mannini e Relini, 2010, 2012) (Fig. 2b). I rapporti riguardano prevalentemente le risorse demersali e quelle dei piccoli pelagici con qualche informazione sui grandi pelagici e sull'anguilla.



a)

b)

Fig. 2 - a) Copertina del primo volume di *Biologia Marina Mediterranea*; b) copertina del volume "Rapporto Annuale sullo Stato delle Risorse Biologiche dei Mari Circostanti l'Italia. Anno 2009".

a) Cover of the first issue of *Biologia Marina Mediterranea*; b) cover of the report "State of Biological Resources in the Seas Surrounding Italy. Yearbook 2009".

L'articolazione di tale rapporto segue lo schema operativo e metodologico adottato in sede di EWG-STEFCF. Tale schema può considerarsi applicabile, allo stato attuale, alla scala geografica rappresentata dalla GSA ed è basato, al momento, sull'approccio monospecifico alla valutazione degli stock. È evidente che, rispetto al livello di dettaglio richiesto, questo schema potrà riguardare prioritariamente un pool di specie per le quali le informazioni fin qui acquisite possono ritenersi sufficienti, per estendersi nel prossimo futuro ad uno spettro più ampio di stock, per i quali sarà comunque fornita una valutazione, ad un livello di dettaglio meno elevato, anche nel breve periodo. Le specie con elevata priorità, già selezionate in ambito EWG-STEFCF e SAC-GFCM, sono il nasello, la triglia di fango, la sogliola (limitatamente alla GSA 17), il gambero bianco, lo scampo ed il gambero rosso nell'ambito delle risorse demersali, mentre alicie e sardina lo sono per le risorse dei piccoli pelagici.

L'approccio monospecifico alla valutazione è integrato con l'approccio degli indicatori a livello di popolazione ed ecosistema.

Vengono fornite informazioni sui trawl survey realizzati (MEDITS e GRUND fino al 2008). Viene analizzato il pattern di distribuzione geografica osservato e se vi siano variazioni rispetto al passato. Oltre alle informazioni che tengono conto della componente spaziale in sé, quando disponibili, sono forniti indicatori sintetici come la percentuale di cale positive per specie e per stadi vitali importanti (esempio: reclute,

riproduttori). Vengono inoltre analizzate le tendenze temporali di diversi indici a livello di popolazione: gli indici di abbondanza in numero e peso standardizzati all'unità di superficie, le strutture di lunghezza mediante indici sintetici come la lunghezza media, la lunghezza al I e III quartile calcolati su distribuzioni di taglia standardizzate, gli indici di abbondanza per stadi della popolazione (o per gruppi di età) standardizzati, il pattern di crescita, e la taglia di maturità o la lunghezza media, o mediana, per stadio di maturità. Per i piccoli pelagici vengono considerati i survey acustici MEDIAS.

Vengono fornite specifiche sul pattern di *sex ratio* osservato nelle popolazioni oggetto di studio, confrontandolo con quello stimato sugli stock delle specie bersaglio.

Per quanto riguarda la valutazione degli stock, sono presentati i risultati degli assessment svolti per ciascuna specie, indicando i metodi adottati con le rispettive motivazioni, i dati e/o i parametri impiegati, le assunzioni che sottendono ciascuno dei metodi impiegati, vantaggi, limiti e criticità del metodo con previsioni a breve, medio e lungo termine e suggerimenti gestionali. Infine vengono trattati gli indicatori di comunità. Dei nove indicatori previsti sono fornite le stime di quattro indicatori di stato (1-2-3-4) calcolabili con dati indipendenti dalla pesca e di un indicatore di pressione (8) basato sulla valutazione dello scarto di pesca.

Inoltre, viene fornita la stima dell'Abundance Biomass Comparison (ABC). Tale indicatore si basa sull'assunzione che un ambiente poco perturbato è caratterizzato da specie di grossa taglia e lento ricambio, mentre in condizioni di stress, diventano dominanti le specie con tassi veloci di crescita e piccola taglia.

Nel settore della pesca e maricoltura vanno ricordate altre iniziative svolte dal 1994: Seminario sulla regolazione dello sforzo di pesca (AA.VV., 1994), Convegno di Loano per la difesa del mare; Loano (SV), 8-9 luglio 1994, incontro internazionale sulle barriere artificiali (AA.VV., 1995), Atlante delle Risorse Ittiche Demersali Italiane (Ardizzone e Corsi, 1997) (Fig. 3a), Convegno "Le ricerche sulla pesca e sull'acquacoltura nell'ambito della L. 41/82. Roma, 15-16 dicembre 1998 (AA.VV., 1998a,b,c, 2000) (Fig. 3b). Volume sul tonno ed alcuni grandi pelagici (AA.VV., 1999). Pubblicazione Manuale Sydem "Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo centrale (Italia e Corsica) (Relini *et al.*, 1999) (Fig. 3c), Organizzazione 7° CARAH (1999) (Fig. 3d), Conferenza internazionale sugli habitat artificiali (Notiziari SIBM 33/98 pp. 66-67, 36/99 pp. 53-57, 38/2000 pp. 49-52), Metodi per la stima del tasso istantaneo di mortalità naturale (M) nella scienza alieutica con particolare riferimento alla realtà mediterranea (Ragonese *et al.*, 2006), Tavola Rotonda sui Reference Point. Roma, 19 aprile 2002 (Notiziario SIBM n. 41/2002 pp. 61-64), Workshop on Reference Point. Roma, 20-21 aprile 2004 (AA.VV., 2006). Pubblicazione Manuale di Istruzioni Medits, versione 5 rev. (Relini *et al.*, 2008) (Fig. 3e). Partecipazione alla stesura e stampa del volume "Marine demersal resources of the Mediterranean: the MEDITS International trawl survey (1994-1999)" (Abellò *et al.*, 2002) (Fig. 4a). Partecipazione all'organizzazione del Simposio "Assessment of demersal resources by direct methods in the Mediterranean and the adjacent seas". Pisa, 18-21 marzo 1998 e pubblicazione degli Atti (Bertrand e Relini, 2000).

BIRDMOD (coordinamento) - progetto di ricerca 'Supporto metodologico per un modello bio-economico di analisi di popolazione delle risorse demersali BIRDMOD. Messa a punto di un modello bioeconomico e analisi delle variabili biologiche': 2005; n. 6-A-30. Relazione finale al MiPAAF. NURSERY (coordinamento) Risorse biologiche - progetto di ricerca 'Identificazione spazio-temporale delle aree di concentrazione dei giovanili delle principali specie demersali e localizzazione geografica di aree di nursery nei mari italiani': 2005-2007; n. 6-A-92. Relazione finale al MiPAAF pagine 120 + 38 di tavole.

Infine la SIBM ha partecipato alla preparazione del volume sullo stato della pesca e dell'acquacoltura nei mari italiani (AA.VV., 2011) (Fig. 4b), curando in particolare la sezione prima "Pesca e biodiversità" (Fig. 4b). È prevista una versione inglese.

La SIBM ha contribuito in modo sostanziale all'organizzazione del 16th Annual Scientific Conference of the European Elasmobranch Association (Milano, 22-25 novembre 2012) e pubblicherà gli Atti.

Sono state organizzate alcune giornate di studio sulle problematiche ecotossicologiche in ambienti marini e salmastri e la SIBM ne ha curato gli Atti (AA.VV., 2001, 2007, 2009).

Varie iniziative hanno riguardato diversi aspetti della biodiversità marina.

In collaborazione con l'ICRAM è stato organizzato il Simposio "Protezione e conservazione della biodiversità marina in Italia". Roma, 18 aprile 2002 (Notiziario SIBM 41/2005 pp. 56-60) (Fig. 4c). Con il supporto del MiATTM è stato organizzato nell'Aula Magna del CNR il Convegno Nazionale "I SIC marini e la classificazione delle Aree Marine Protette". Roma, 8 aprile 2003 (Notiziario SIBM 43/2003 pp. 51-63)

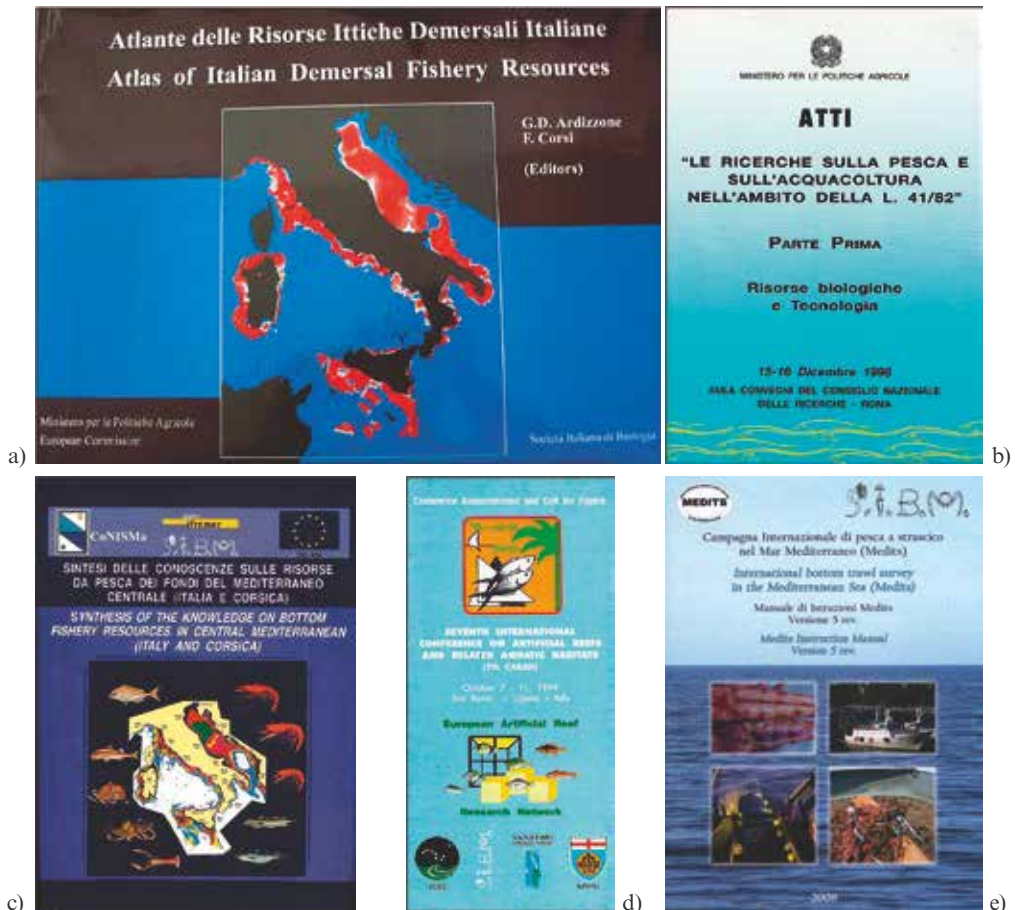


Fig. 3 - a) Copertina dell'Atlante delle Risorse Ittiche Demersali Italiane; b) copertina del primo dei quattro volumi dedicati agli Atti del Convegno "Le ricerche sulla pesca e sull'acquacoltura nell'ambito della L. 41/82; c) copertina del volume Syndem; d) depliant del 7° CARAH, Sanremo 1999; e) copertina del manuale di istruzioni MEDITS (versione 5 rev.).
 a) Cover of the Atlas of Italian Demersal Fishery Resources; b) cover of the first out of four volumes dealing with the Proceedings of the meeting on Fishery and Aquaculture research supported by law 41/82; c) cover of the Syndem volume; d) leaflet of 7th CARAH, held in Sanremo in 1999; e) cover of the MEDITS instruction manual (version 5 rev.).

(Fig. 4d). Nel 2004 è stato organizzato in collaborazione con l'ARPA il Seminario "La direttiva sulle acque 2000/60/CE: quali indicatori biologici?". Roma, 22 aprile 2004 (Notiziario SIBM 45/2004 pp. 45-56) (AA.VV., 2004a) (Fig. 4e).

In collaborazione con APAT e ICRAM è stato preparato e stampato il Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo (Gambi e Dappiano, 2003 in italiano, 2004 in inglese) al quale hanno collaborato 59 Autori (Fig. 4f).



Fig. 4 - a) Copertina del volume di *Scientia Marina* dedicato ai risultati di MEDITS; b) copertina del volume "Lo stato della pesca e dell'acquacoltura nei mari italiani"; c) depliant del Simposio "Protezione e conservazione della biodiversità marina in Italia"; d) depliant del Convegno "I SIC marini e la classificazione delle aree marine protette"; e) depliant del Seminario "La direttiva sulle acque 2000/60/CE: quali indicatori biologici?"; f) copertina del Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo.

a) Cover of *Scientia Marina* issue dealing with the MEDITS results; b) cover of the volume "Status of fishery and aquaculture in the Italian seas"; c) leaflet of the Symposium on "Protection and conservation of marine biodiversity in Italy"; d) leaflet of the meeting on "Marine SIC and classification of marine protected areas"; e) leaflet of the meeting on "Water Directive 2000/60/CE: biological indicators"; f) cover of the Italian version of the "Mediterranean marine benthos: a manual of methods for its sampling and study".

Nel 2004, in occasione del 35° Congresso SIBM a Genova è stato organizzato, in collaborazione con la locale Università, il 39° EMBS (Simposio Europeo di Biologia Marina) (AA.VV., 2004b) (Relini e Ryland, 2007) (Fig. 5a).

Nel 2003 il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio incarica la SIBM

di aggiornare e completare la lista delle specie marine della checklist delle specie della fauna italiana (Ed. Calderini), di preparare un catalogo delle macrofita marine (Furnari *et al.*, 2003) (Fig. 5b), una guida sulle Corallinales (Bressan e Babbini, 2003) (Fig. 5c) ed un volume sul Santuario dei Cetacei nell'ambito della collana Quaderni Habitat curata dal Museo friulano di Udine (Relini, 2007).

In base ad un ulteriore incarico del 2008 vengono pubblicati il primo volume bilingue (italiano-inglese) della Checklist della flora e della fauna dei mari italiani (Relini, 2008a) (Fig. 5d) ed i volumi sugli habitat prioritari (Relini e Giaccone, 2009) (Fig. 5e) e delle specie protette della Convenzione di Barcellona (Relini e Tunesi, 2009) (Fig. 5f).

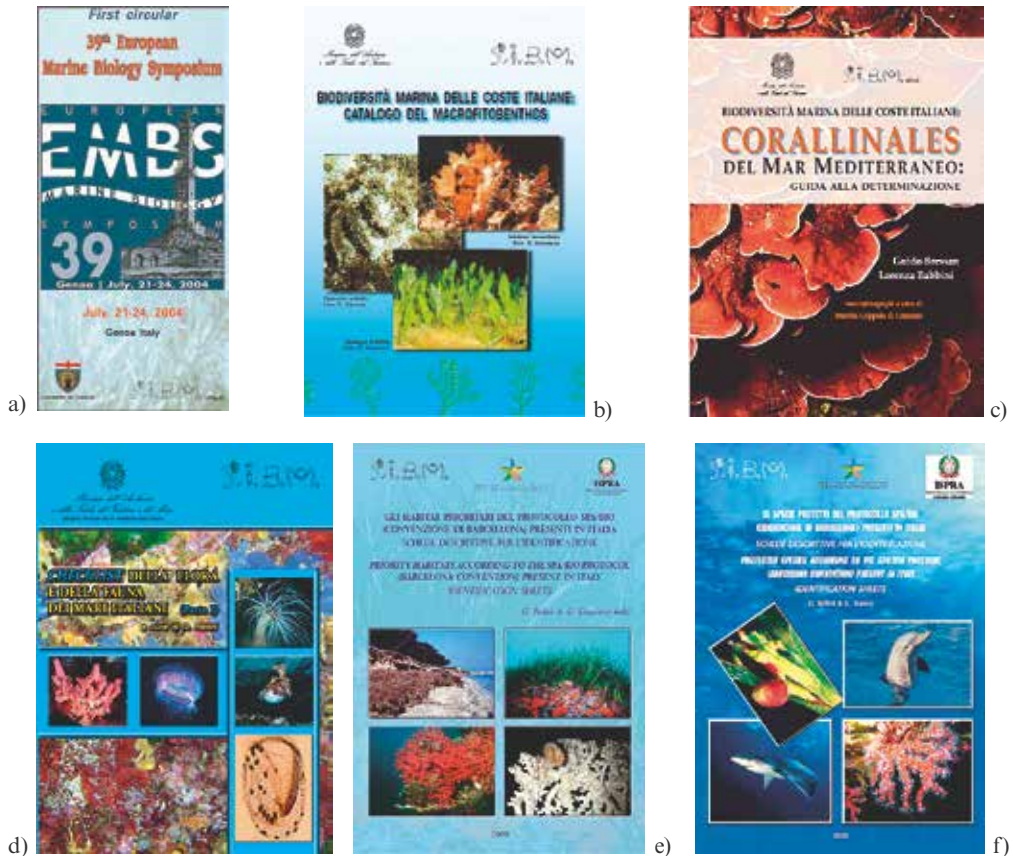


Fig. 5 - a) Depliant del 39° EMBS organizzato a Genova nel 2004; b) frontespizio del volume dedicato al catalogo del macrofitobenthos delle coste italiane; c) frontespizio del volume dedicato alle Corallinales del Mar Mediterraneo; d) copertina del primo volume della Checklist della flora e della fauna dei mari italiani; e) copertina del volume dedicato a “Gli habitat prioritari del protocollo SPA/BIO (Convenzione di Barcellona) presenti in Italia. Schede descrittive per l’identificazione”; f) copertina del volume dedicato a “Le specie protette del protocollo SPA/BIO (Convenzione di Barcellona) presenti in Italia. Schede descrittive per l’identificazione”.

a) Leaflet of the 39th EMBS held in Genoa in 2004; b) cover of the macrophytobenthos catalogue of Italian coast; c) cover of the manual for identification of Corallinales of the Mediterranean Sea; d) cover of the first volume of the Checklist of flora and fauna of the Italian seas; e) cover of the volume dealing with “Priority habitats according to the SPA/BIO protocol (Barcelona Convention) present in Italy. Identification sheets”; f) cover of the volume dealing with “Protected species according to the SPA/BIO protocol (Barcelona Convention) present in Italy. Identification sheets”.

Queste due ultime opere, anche esse bilingui, sono molto importanti per l'istituzione di aree marine protette, perché uno dei criteri di base per la loro scelta è la presenza di habitat prioritari e di specie protette secondo le convenzioni internazionali ed in particolare il protocollo SPA/BIO della Convenzione di Barcellona nel cui ambito, fin dal 1997, era stato elaborato un formulario standard (Standard Data Form, SDF).

Da un punto di vista tecnico l'SDF è un adattamento alla realtà mediterranea del formulario sviluppato in ambito dell'Unione Europea (Natura 2000, EMERAUDE) per l'individuazione e descrizione dei SIC (Siti di Importanza Comunitaria). La differenza sostanziale è nella lista di riferimento degli habitat e delle specie da proteggere in ambiente marino. Nell'ultima versione (EUR 28) del Manuale di interpretazione degli habitat dell'Unione Europea la gran parte degli habitat prioritari di Barcellona è stata inserita nei nove habitat marini o di transizione elencati nell'allegato 1 della Direttiva 92/43/CEE. La versione italiana di tale manuale è stata redatta dalla Società Botanica Italiana con la collaborazione della SIBM per le schede marine, nelle quali c'è un forte richiamo, come già accennato, agli habitat di Barcellona. Il manuale è reperibile sul sito <http://vnr.unipg.it/habitat/index.jsp>.

Per quanto riguarda gli habitat di SPA/BIO è stata fatta una classificazione di quelli bentonici e ne sono stati scelti 61 considerati prioritari per la salvaguardia, di questi 60 sono presenti in Italia.

In Italia si è iniziato ad utilizzare i SDF, ma è risultato subito urgente avere un manuale che consentisse una esatta identificazione dei diversi habitat marini considerati prioritari e delle specie protette.

Nell'ambito del progetto Sistema Afrodite e per interessamento del dott. Silvestro Greco, è stata stipulata una convenzione tra l'ICRAM e la SIBM per la preparazione di schede descrittive per il riconoscimento degli habitat prioritari presenti nei mari italiani e delle specie meritevoli di protezione. Queste schede sono state la base di partenza per il volume sugli habitat e quello sulle specie e sono state implementate nell'ambito del progetto coordinato dal prof. Giuseppe Giaccone "Censimento degli habitat marini bentonici di interesse per la conservazione presenti sulle coste italiane". Purtroppo queste schede sono rimaste a lungo nel cassetto e, quando è venuta la possibilità di pubblicarle, è stato necessario sottoporle ad un'accurata revisione per l'aggiornamento delle conoscenze, della letteratura e, soprattutto, della nomenclatura scientifica. In Italia sono presenti 60 dei 61 habitat considerati prioritari dalla Convenzione di Barcellona, manca la *facies a Pollicipes cornucopiae*. In realtà le schede di questo volume sono 70 perché è stato ritenuto utile fornire la descrizione della biocenosi (non ritenuta habitat prioritario) in cui si trova una *facies* o una associazione considerata habitat prioritario. Sono state pertanto utilizzate due tipologie di schede, una per le biocenosi (prioritarie e non) ed una seconda per le associazioni e *facies* prioritarie. La scheda della biocenosi ha il titolo bilingue, la sigla dell'habitat secondo la classificazione di Barcellona e le sigle degli habitat dell'allegato 1 della Direttiva Habitat, quando possibile. Sotto sono indicati gli Autori. La descrizione generale dell'habitat è corredata da una o due immagini. Segue la lista delle specie caratterizzanti e delle principali associate. Vengono quindi fornite alcune informazioni complementari e la lista delle associazioni e *facies*. Completano la scheda una cartina di distribuzione ed i riferimenti bibliografici. Nella scheda degli habitat che non sono biocenosi sono riportati in alto a sinistra la sigla di identificazione dell'habitat e gli autori; sulla destra il nome dell'habitat. Seguono la tipologia (classificazione dell'habitat) e le informazioni generali sull'ambiente e la distribuzione geografica. Dopo la descrizione del popolamento caratteristico vengono forniti i criteri per il riconoscimento dell'habitat e le specie più significative che vengono valutate nel loro ruolo (funzionale, strutturale, altro), specie bandiera (sì/no), frequenza (occasionale, frequente, costante), fedeltà (accidentale, accompagnatrice,

preferenziale, esclusiva), abbondanza (scarso, abbondante, molto abbondante/dominante). Vengono quindi fornite alcune informazioni sullo stato di conservazione e sulla rappresentatività dell'habitat nelle acque italiane e del Mediterraneo, una cartina di distribuzione dell'habitat in Italia ed i riferimenti bibliografici. Le cartine di distribuzione degli habitat dei mari italiani sono state preparate sulla scorta della letteratura esaminata e delle conoscenze dell'Autore della scheda. Sono state implementate con l'aiuto dei colleghi referenti regionali che hanno partecipato al progetto SIC marini.

Il volume sulle specie descrive quelle più importanti per l'Italia degli Allegati II e III del Protocollo SPA/BIO. Si ricorda che l'Allegato II elenca le specie da proteggere perché minacciate o addirittura in pericolo di estinzione, mentre nell'Allegato III ci sono le specie il cui sfruttamento deve essere regolato.

Queste specie rappresentano la stragrande maggioranza dei taxa marini o di ambienti salmastri protetti in Italia, come riportato in appendice del volume; ben poche di esse, se si eccettuano rettili e mammiferi marini, si ritrovano negli allegati II, IV e V della Direttiva Habitat (92/43/CEE e successive integrazioni). Delle specie elencate negli Allegati II e III di SPA/BIO non sono state descritte quelle non ancora segnalate in Italia con qualche eccezione (es. molluschi), quelle strettamente di acqua dolce e tutti gli uccelli, per i quali in Italia esiste un'ottima letteratura ed iconografia ed una specifica Direttiva Europea (79/409/CEE). Per i taxa indicati negli Allegati con nome del genere seguito da sp. plur. sono state considerate tutte le specie note in Italia. Tenendo conto di ciò, nell'Allegato II sono elencate 106 specie, di cui 14 sono macrofite, 37 invertebrati e 55 vertebrati, mentre nell'Allegato III sono indicate 15 specie di invertebrati e 15 di vertebrati, tutte trattate nel volume. Non sono state considerate 22 specie dell'Allegato II, perché appartenenti agli uccelli (15), perché d'acqua dolce o poiché non facenti parte della fauna italiana (7). Le specie dei due Allegati sono state trattate insieme e, nell'ambito di ciascun taxon, le specie sono in ordine alfabetico. Ogni scheda è bilingue, italiano ed inglese. Accanto al nome scientifico viene riportato quello comune nelle due lingue ed il codice della specie, cioè il numero di registrazione presso il Centro Tematico Europeo per la Conservazione della Natura di Parigi (attualmente Centro Tematico Europeo sulla Diversità Biologica), segue il nome dell'Autore o degli Autori della scheda, gli eventuali principali sinonimi e la classificazione tassonomica. Nel limite del possibile, un disegno in b/n o a colori è stato affiancato ad una foto dell'organismo nel suo ambiente. Vengono quindi riportati la descrizione dei principali criteri di riconoscimento e, ove ritenuto necessario, una chiave dicotomica per l'identificazione dei generi e delle specie presenti negli Allegati o per evitare confusione con specie simili non presenti negli elenchi. Le schede riportano inoltre informazioni sintetiche sulla biologia ed ecologia, notizie sullo stato di conservazione nelle acque italiane e nel Mediterraneo, una cartina di distribuzione in Mediterraneo.

Nel 2010 è stato pubblicato il 2° volume della Checklist della flora e della fauna dei mari italiani (Relini, 2010) (Fig. 6a). Nel complesso nei due volumi sono elencate 13.543 specie, di cui 1.116 protozoi, 9.655 animali, 949 macrofite, 1.781 microfite e 42 funghi. Nella checklist della Calderini (Minelli *et al.*, 1993-95) erano presenti 9.309 specie marine di cui 1.047 protozoi. Le novità maggiori della nuova checklist sono l'eliminazione del codice numerico e la suddivisione dei mari italiani in nove settori biogeografici (Bianchi, 2004) rispetto alle tre zone statistiche FAO. Per ogni taxon tutte le informazioni sono riunite in una tabella a 14 colonne. Nelle prime due colonne sono riportati il nome scientifico della specie e dei taxa superiori, l'autore e l'anno in cui è avvenuta la descrizione. Dalla terza all'undicesima colonna sono indicate le nove zone biogeografiche. Nella dodicesima colonna (CAR) vengono indicate le possibili caratteristiche. E: endemica italiana, M: minacciata, sulla scorta

delle conoscenze dell'autore o perché presente nelle liste di allegati di Convenzioni Internazionali, AL: aliena o non indigena (senza distinzione tra le varie tipologie). Nella tredicesima colonna (SIN) vengono indicate con una sigla eventuali sinonimie e nella quattordicesima (NOTE) annotazioni riguardanti questioni sistematiche, nuove segnalazioni, ecc. Le sigle di queste ultime due colonne sono spiegate in fondo ad ogni tabella ed i riferimenti bibliografici sono nella bibliografia riportata dopo la descrizione generale del taxon. In fondo a ciascun volume è riportato un indice alfabetico dei generi e delle specie. In fondo al secondo volume è riportato anche un elenco dei sinonimi delle specie animali presenti nei due volumi.

La SIBM ha collaborato alla preparazione di altri due Quaderni Habitat (n. 19 e 22): “Praterie a fanerogame marine” (Relini, 2008b) e “Biocostruzioni marine, elementi di architettura naturale” (Relini, 2009a) ed ha prodotto, con il coordinamento di Fabrizio Serena, la guida pratica per l'identificazione delle razze del Mediterraneo (Serena *et al.*, 2010) (Fig. 6b).

Sempre su incarico del MiATTM la SIBM ha curato due ricerche a livello nazionale, una sull'implementazione dei SIC marini italiani (Relini, 2009b) e l'altro sui Selaci “Elementi per la valutazione dello stato di sfruttamento e di conservazione degli elasmobranchi dei mari italiani, Elasmoit” (Relini *et al.*, 2010).

Per questi due progetti sono state consegnate alla Direzione Generale per la Protezione della Natura e del Mare due consistenti relazioni con molti dati originali ed inediti e soprattutto proposte per la prosecuzione delle ricerche e possibile gestione delle due problematiche.

Il Comitato Plancton, sotto la presidenza del dott. Giorgio Socal, ha curato la preparazione del nuovo manuale del plancton, che è stato pubblicato con il supporto, anche finanziario, dell'ISPRA ed ha visto il coinvolgimento di ben 123 Autori (Socal *et al.*, 2010) (Fig. 6c).



Fig. 6 - a) Copertina del secondo volume della Checklist della flora e della fauna dei mari italiani; b) copertina della “Guida pratica di identificazione delle razze (Rajidae) del Mar Mediterraneo”; c) frontespizio del manuale “Metodologie di studio del plancton marino”.

a) Cover of the second volume of the Checklist of flora and fauna of the Italian seas; b) cover of the “Field identification guide to the skates (Rajidae) of the Mediterranean Sea”; c) cover of the manual “Methodologies for the study of marine plankton”.

Conclusioni - Nei 43 anni di vita la SIBM ha svolto numerose attività (congressi, simposi, workshop, campagne a mare, censimenti) e prodotto molteplici

documenti (checklist, rapporti sullo stato delle risorse ittiche e loro cartografia, manuali metodologici, guide per il riconoscimento delle specie e degli habitat) che contribuiscono al miglioramento delle conoscenze dei nostri mari e possono dare un sostanziale contributo all'applicazione della MSFD.

Bibliografia

- AA.VV. (1994) - Atti Seminario sulla regolazione dello sforzo di pesca. *Biol. Mar. Mediterr.*, **1** (2): 208 pp.
- AA.VV. (1995) - Atti del Convegno di Loano per la difesa del mare. Loano (SV), 8-9 luglio 1994. *Biol. Mar. Mediterr.* **2** (1): 209 pp.
- AA.VV. (1998a) - Le ricerche sulla pesca e sull'acquacoltura nell'ambito della L. 41/82. Roma, 15-16 dicembre 1998. Parte I - Risorse biologiche e Tecnologia. *Biol. Mar. Mediterr.*, **5** (3): 1-870.
- AA.VV. (1998b) - Le ricerche sulla pesca e sull'acquacoltura nell'ambito della L. 41/82. Roma, 15-16 dicembre 1998. Parte II - Acquacoltura. *Biol. Mar. Mediterr.*, **5** (3): 875-1697.
- AA.VV. (1998c) - Le ricerche sulla pesca e sull'acquacoltura nell'ambito della L. 41/82. Roma, 15-16 dicembre 1998. Parte III - Acquacoltura, Igiene, Economia. *Biol. Mar. Mediterr.*, **5** (3): 1703-2494.
- AA.VV. (1999) - Tonno ed alcuni grandi pelagici / Tuna and some large pelagic fish. *Biol. Mar. Mediterr.*, **6** (2): 327 pp.
- AA.VV. (2000) - Le ricerche sulla pesca e sull'acquacoltura nell'ambito della L. 41/82. Roma, 15-16 dicembre 1998. Parte IV - Relazioni. *Biol. Mar. Mediterr.*, **7** (4): 233 pp.
- AA.VV. (2001) - Atti della giornata di studio "Indagini ecotossicologiche negli ambienti marini costieri in riferimento al D.L. 152/99". Roma, 6 marzo 2001. *Biol. Mar. Mediterr.*, **8** (2): 163 pp.
- AA.VV. (2004a) - Atti del Seminario "La direttiva sulle acque 2000/60/CE: quali indicatori biologici?". *Biol. Mar. Mediterr.*, **11** (1): 115 pp.
- AA.VV. (2004b) - Summaries of 39th EMBS. Genoa, 21th-24th July 2004. *Biol. Mar. Mediterr.*, **11** (3): 366 pp.
- AA.VV. (2006) - Atti del "Workshop on Reference Point". Roma, 20-21 aprile 2004. A cura di Lembo G. *Biol. Mar. Mediterr.*, **13** (3), Parte II: 151 pp.
- AA.VV. (2007) - Atti delle giornate di studio "Ricerca, applicazioni e formazione di metodologie ecotossicologiche per la valutazione della qualità degli ambienti marini e salmastri". Viareggio, 16-17 ottobre 2006. A cura di Lera S. *Biol. Mar. Mediterr.*, **14** (1): 235 pp.
- AA.VV. (2009) - Atti delle giornate di studio "Ricerca e applicazione di metodologie ecotossicologiche in ambienti marini e salmastri". Viareggio, 25-26 novembre 2008. A cura di Buttino I., Dentone L., Macchia S., Pellegrini D. *Biol. Mar. Mediterr.*, **16** (2): 231 pp.
- AA.VV. (2011) - *Lo stato della pesca e dell'acquacoltura nei mari italiani*. A cura di Cataudella S., Spagnolo M. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Roma: 877 pp.
- ABELLÓ P., J.A. BERTRAND, L. GIL DE SOLA, C. PAPACONSTANTINOU, G. RELINI, A. SOUPLÉ (eds) (2002) - Marine demersal resources of the Mediterranean: the MEDITS International trawl survey (1994-1999). *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 280 pp.
- ARDIZZONE G.D., CORSI F. (eds) (1997) - Atlante delle Risorse Ittiche Demersali Italiane. *Biol. Mar. Mediterr.*, **4** (2): 379 pp.
- BERTRAND J.A., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLÉ A. (2002) - The general specifications of the Medits surveys. *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 9-17.
- BERTRAND J., RELINI G. (eds) (2000) - Demersal resources in the Mediterranean. 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., Plouzone, France. *Actes de Colloques*, **26**: 1-238.
- BIANCHI C.N. (2004) - Proposta di suddivisione dei mari italiani in settori biogeografici. *Notiziario SIBM*, **46**: 57-59.
- BRESSAN G., BABBINI L. (eds) (2003) - Corallinales del Mar Mediterraneo: guida alla determinazione. *Biol. Mar. Mediterr.*, **10** (Suppl. 2): 237 pp.
- FURNARI G., GIACCONE G., CORMACI M., ALONGI G., SERIO D. (2003) - Biodiversità marina delle coste italiane: catalogo del macrofitobenthos. *Biol. Mar. Mediterr.*, **10** (1): 482 pp.
- GAMBI M.C., DAPPIANO M. (eds) (2003) - Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. *Biol. Mar. Mediterr.*, **10** (Suppl.): 638 pp.

- GAMBI M.C., DAPPIANO M. (eds) (2004) - Mediterranean marine benthos: a manual of methods for its sampling and study. *Biol. Mar. Mediterr.*, **11** (Suppl. 1): 604 pp.
- MANNINI A., RELINI G. (eds) (2010) - Rapporto Annuale sullo Stato delle Risorse Biologiche dei Mari Italiani. Anno 2008. *Biol. Mar. Mediterr.*, **17** (Suppl. 3): 1-210.
- MANNINI A., RELINI G. (eds) (2012) - Rapporto Annuale sullo Stato delle Risorse Biologiche dei Mari Circostanti l'Italia. Anno 2009. *Biol. Mar. Mediterr.*, **19** (Suppl. 1): 1-231.
- MINELLI A., RUFFO S., LA POSTA S. (1993-95) - *Checklist della fauna italiana*. Calderini Ed., Bologna. Fascicoli 1-10.
- RAGONESE S., ABELLA A., FIORENTINO F., SPEDICATO M.T. (2006) - Metodi per la stima del tasso istantaneo di mortalità naturale (*M*) nella scienza alieutica con particolare riferimento alla realtà mediterranea / Methods for estimating the instantaneous rate of natural mortality (*M*) in fisheries science with particular reference to the Mediterranean". *Biol. Mar. Mediterr.*, **13** (3), Parte I: 1-151.
- RELINI G. (1988) - La ricerca italiana di Biologia Marina nel contesto Mediterraneo. Relazione alla 3^a Assemblea Generale della Comunità delle Università Mediterranee. *Notiziario SIBM*, **13**: 17-31.
- RELINI G. (1990) - I venti anni di attività della S.I.B.M. *Oebalia*, **16** (Suppl. 1-2): 1-22.
- RELINI G. (2000) - Biologia marina in Italia. *Biol. Mar. Mediterr.*, **7** (1): 28-77.
- RELINI G. (ed) (2007) - Dominio Pelagico. Il Santuario dei Cetacei "Pelagos". Ministero dell'Ambiente e delle tutela del Territorio e del Mare. Museo Friulano di Storia Naturale, Comune di Udine. *Quaderni Habitat*, **16**: 156 pp.
- RELINI G. (ed) (2008a) - Checklist della Flora e della Fauna dei Mari Italiani. Prima Parte. *Biol. Mar. Mediterr.*, **15** (Suppl. 1): 1-385 + 49.
- RELINI G. (ed) (2008b) - Praterie a fanerogame marine. Piante con fiori nel Mediterraneo. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Museo Friulano di Storia Naturale, Comune di Udine. *Quaderni Habitat*, **19**: 159 pp.
- RELINI G. (ed) (2009a) - Biocostruzioni marine. Elementi di architettura naturale. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Museo Friulano di Storia Naturale, Comune di Udine. *Quaderni Habitat*, **22**: 159 pp.
- RELINI G. (2009b) - Il progetto "Implementazione dei SIC marini italiani". *Biol. Mar. Mediterr.*, **16** (1): 61-64.
- RELINI G. (ed) (2010) - Checklist della Flora e della Fauna dei Mari Italiani. Seconda Parte. *Biol. Mar. Mediterr.*, **17** (Suppl. 1): 387-828 + 68.
- RELINI G., BERTRAND J., ZAMBONI A. (eds) (1999) - Sintesi delle 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. Mediterr.*, **6** (Suppl. 1): 868 pp.
- RELINI G., CARPENTIERI P., MURENU M. (eds) (2008) - Manuale di istruzioni Medits / Medits instruction manual. *Biol. Mar. Mediterr.*, **15** (Suppl. 2): 78 pp.
- RELINI G., GIACCONE G. (eds) (2009) - Gli habitat prioritari del protocollo SPA/BIO (Convenzione di Barcellona) presenti in Italia. Schede descrittive per l'identificazione / Priority habitat according to the SPA/BIO protocol (Barcelona Convention) present in Italy. Identification sheets. *Biol. Mar. Mediterr.*, **16** (Suppl. 1): 372 pp.
- RELINI G., RYLAND J. (eds) (2007) - Biodiversity in Enclosed Seas and Artificial Marine Habitats. Proceedings of the 39th European Marine Biology Symposium, Genoa, Italy, 21-24 July 2004. *Hydrobiologia*, **580**: 1-271.
- RELINI G., SERENA F., BOTTARO M. (2010) - Il progetto ELASMOIT. *Biol. Mar. Mediterr.*, **17** (1): 205-218.
- RELINI G., TUNESI L. (eds) (2009) - Le specie protette del protocollo SPA/BIO (Convenzione di Barcellona) presenti in Italia. Schede descrittive per l'identificazione / Protected species according to the SPA/BIO protocol (Barcelona Convention) present in Italy. Identification sheets. *Biol. Mar. Mediterr.*, **16** (Suppl. 2): 433 pp.
- SERENA F., MANCUSI C., BARONE M. (eds) (2010) - Guida pratica di identificazione delle razze (Rajidae) nel Mar Mediterraneo. Linee guida per la raccolta e l'analisi dei dati. *Biol. Mar. Mediterr.*, **17** (Suppl. 2): 189 pp.
- SOCAL G., BUTTINO I., CABRINI M., MANGONI O., PENNA A. TOTTI C. (eds) (2010) - Metodologie di studio del plancton marino. *Manuali e Linee Guida*, **56**. ISPRA, Roma: 621 pp.

M. SCARDI

Dipartimento di Biologia, Università di Roma 'Tor Vergata',
Via della Ricerca Scientifica - 00133 Roma, Italia.
mscardi@mclink.it

MARINE STRATEGY, UNA SFIDA ED UN'OPPORTUNITÀ PER LA BIOLOGIA MARINA ITALIANA

MARINE STRATEGY, A CHALLENGE AND AN OPPORTUNITY FOR ITALIAN MARINE BIOLOGY

Abstract - The Marine Strategy Framework Directive, which came into force in 2008, can be regarded as the environmental pillar for the Integrated European Maritime Policy. In the first phase of its implementation EU member Countries carried out an initial assessment of the ecological status, set environmental targets and defined the concept of Good Ecological Status. While marine biologists from Italian Universities and other research Institutions actively participated in this process, new challenges will be brought by its next phases, requiring a deeper involvement of the scientific community and a truly holistic approach.

Key-words: *Marine Strategy, Good Environmental Status, ecosystem approach.*

Introduzione - La Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino (2008/56/CE), più semplicemente nota come Marine Strategy o MSFD, è stata emanata il 17 giugno 2008 dal Parlamento Europeo e dal Consiglio dell'Unione Europea, per essere poi recepita dal nostro Paese attraverso il d.lgs. n. 190 del 13 ottobre 2010. Come tutte le Direttive Quadro, la MSFD fissa degli obiettivi ed una data entro cui questi devono essere raggiunti, ma lascia ai Paesi Membri ampi margini di discrezionalità in merito alle modalità attraverso le quali tali obiettivi potranno essere conseguiti e valutati.

La finalità della MSFD è una progressiva riduzione delle pressioni antropiche sui nostri mari e sulle loro risorse, che renda sostenibile la domanda di beni e servizi ecosistemici. A questo proposito, un punto essenziale della MSFD è l'esplicito riferimento al concetto di Ecosystem Approach, che la collega ad altre iniziative ispirate dagli stessi principi, anche al di là dell'ambito comunitario e degli ambienti marini. È evidente dunque che la MSFD non si esaurisce in sé stessa, ma è integrata in un ampio quadro di convenzioni ed accordi internazionali e, soprattutto, di direttive comunitarie e di norme nazionali che dovrebbero garantire misure coerenti ed efficaci per la conservazione e l'uso sostenibile degli ecosistemi marini, per lo sviluppo socio-economico e per la pianificazione territoriale marittima (e terrestre), almeno per ciò che riguarda la fascia costiera).

La MSFD è caratterizzata da una forte attenzione alla valutazione dello stato degli ecosistemi, che già nella sua fase iniziale è stata formulata in termini quantitativi e che sarà poi verificata periodicamente, col supporto di specifici piani di monitoraggio. Ciò avrà il fine di verificare l'efficacia dei programmi di misure che dovranno essere definiti allo scopo di raggiungere in tutti i mari europei dei ben precisi target ambientali, individuati in modo da poterli condurre verso un buono stato ecologico (o GES, acronimo per Good Environmental Status), mantenendolo poi dove e quando esso dovesse essere conseguito. La definizione di GES o, più in generale, di un giudizio di qualità ambientale, per quanto possa essere basata su principi generali ampiamente condivisi, non è un esercizio banale né privo di conseguenze, poiché il mancato raggiungimento impone l'adozione di misure che possono avere costi elevati ed esiti imprevedibili. Da questo punto di vista, la MSFD definisce dei riferimenti su cui le valutazioni devono essere basate, attraverso una gerarchia a tre livelli che va dai

descrittori (più generali), ai *criteri* ed agli *indicatori* (specifiche grandezze che possono essere misurate), ma non indica le modalità attraverso le quali il giudizio di qualità ambientale deve emergere da quanto viene osservato e misurato, lasciando questo compito ai Paesi membri. Tuttavia, viene fissato il principio in base al quale per ogni indicatore utilizzato ai fini delle valutazioni deve essere definito un valore soglia che separi ciò che si ritiene conforme alla definizione di GES da ciò che non lo è.

È evidente che il compito di definire un approccio complessivo a quanto previsto dalla MSFD può essere visto come una sfida e al tempo stesso come un'opportunità per i biologi marini, ed è certamente con questo spirito che la valutazione iniziale dello stato dei nostri mari, l'identificazione dei target ambientali per i prossimi anni e la definizione del cosiddetto GES sono state affrontate da ISPRA, con il supporto della comunità scientifica nazionale. Il lavoro svolto fino ad oggi, per quanto abbia visto il nostro Paese mettere in campo impegno e qualità che non sono secondi a quelli di nessun altro Paese Membro, ha anche mostrato come, a fronte della richiesta di una capacità diagnostica sempre più spinta, gli elementi su cui si possono costruire valutazioni corrette e strategie di intervento efficaci sono spesso frammentari ed insufficienti, e comunque derivati da programmi di ricerca o monitoraggio attuati quasi sempre ad altri fini.

Questo non è un problema soltanto italiano, ovviamente, ma riguarda il rapporto complesso ed innegabilmente problematico fra ricerca scientifica e politiche ambientali, che è fatto di profonde incomprensioni e di poca consuetudine ad una dialettica laica, aperta e produttiva. È innegabile, infatti, che il mondo della ricerca spesso consideri marginale il valore della ricerca applicata, ma anche che le Amministrazioni centrali e periferiche tendano a sopravvalutare il bagaglio di conoscenze scientifiche effettivamente disponibili ed a sottovalutare i costi ed i tempi della ricerca. Da questo punto di vista, la massiccia partecipazione di ricercatori universitari e provenienti dal CNR e da altri Istituti di ricerca a supporto delle attività svolte da ISPRA ha rappresentato un segnale molto incoraggiante, che potrà dare molti frutti positivi soprattutto se le interazioni che sono state avviate potranno diventare, nel tempo, strutturali, consentendo di tracciare un percorso condiviso verso la definizione dei piani di monitoraggio e verso le future valutazioni dello stato degli ecosistemi.

Non è un caso, infatti, che le maggiori criticità emerse da quanto attuato a tutt'oggi siano legate proprio a casi in cui la relativa novità delle tematiche affrontate avrebbe richiesto tempi di confronto scientifico e di analisi dell'informazione disponibile ben più lunghi di quelli effettivamente disponibili. Il fatto che da una ricerca sul topic "Marine Strategy" in WoK o Scopus emergano poco più di un centinaio di lavori e che questi abbiano in media meno di 8 citazioni è sintomatico dello stato embrionale del dibattito scientifico intorno a questa complessa materia. Più in generale, non è azzardato affermare che, malgrado le buone intenzioni e la programmazione della ricerca attraverso gli ultimi Programmi Quadro, a livello europeo è mancato un momento di confronto scientifico fondante rispetto ai temi della MSFD, soprattutto se si considera centrale il problema della valutazione complessiva dello stato degli ecosistemi. Infatti, le scelte relative al sistema di descrittori, criteri ed indicatori sono state basate sul lavoro di gruppi di esperti relativamente ristretti ed orientati in maniera molto verticale dal punto di vista tematico, puntando alla formalizzazione di un approccio che, a dispetto dei principi su cui la MSFD è stata costruita, si è inevitabilmente tinto di toni riduzionistici. Da questo punto di vista non ha aiutato la tendenza, da parte di alcuni dei ricercatori coinvolti, a perdere di vista la prospettiva sistemica delle valutazioni e l'effettiva coerenza e fattibilità dei target ambientali e delle definizioni del GES, per favorire particolarismi che non dovrebbero trovare spazio nella costruzione della MSFD.

Approccio olistico o riduzionistico? L'ecologia moderna è permeata fino alle sue stesse fondamenta da una visione olistica dei processi e dei sistemi. Lo stesso, in teoria, si dovrebbe applicare alla MSFD, se è vero, come è vero, che essa richiama esplicitamente l'Ecosystem Approach nelle sue premesse. Inevitabilmente, però, le buone intenzioni si sono trasformate in cattive pratiche e la pur lodevole ambizione di un'implementazione il più possibile omogenea nei diversi Paesi membri si è tradotta in una forte spinta riduzionistica, che è giunta fino alla definizione *a priori* di una gerarchia di descrittori e di criteri (*sensu* MSFD), che lascia un minimo margine di discrezionalità solo nella scelta degli indicatori, ovvero delle variabili elementari che poi devono essere rilevate sul campo.

La parcellizzazione e la standardizzazione dell'informazione a supporto delle valutazioni iniziali sullo stato degli ecosistemi dall'Oceano Artico al Mediterraneo e dall'Atlantico al Mar Nero non costituisce una buona premessa per un'analisi ecologicamente solida, ma potrebbe ancora essere accettabile se si trattasse solo di una fase intermedia di un processo più complesso, necessaria a garantire una piattaforma comune per l'interoperabilità dei dati, ma che porti poi ad una ricomposizione olistica del coacervo delle informazioni raccolte.

Purtroppo, però, la situazione è del tutto diversa, e questo passaggio fondamentale è stato considerato, ai fini pratici, opzionale. Ciò che è stato richiesto, infatti, è solo la definizione di valori soglia che dividano l'intervallo di variazione dei diversi indicatori in una zona "buona" ed in una zona "cattiva", da usare poi per le successive valutazioni, mentre l'ipotesi di una lettura integrata della funzionalità ecosistemica, pur essendo – in teoria – praticabile, è stata considerata all'atto pratico come una stravaganza dei soliti ricercatori che vogliono complicare le cose semplici.

Un problema di scala - L'obiettivo della MSFD è una valutazione dello stato dei mari a scala di sottoregione, cioè di aree così estese da contenere al loro interno settori con caratteristiche estremamente diversificate (es. Mediterraneo Occidentale). Dunque, il problema dell'integrazione dell'informazione si pone anche nella scelta, tutt'altro che banale, delle scale spaziali a cui effettuare le valutazioni elementari che dovranno ricomporsi a scala di sottoregione, cioè nella definizione dell'estensione e della localizzazione delle cosiddette *Assessment Area*. La possibilità di analizzare dei sottosistemi è certamente utile a semplificare il problema, ma solo a condizione che ciò che appare sulla carta geografica come un sottosistema risulti poi tale anche da un punto di vista funzionale, cioè che possa essere ricondotto ad un singolo ecosistema o ad un mosaico di ecosistemi chiaramente riconoscibili.

Al di là delle definizioni da libro di testo, i limiti spaziali degli ecosistemi sono per loro stessa natura delle entità sfuggenti, e quindi il buon senso vorrebbe che almeno si considerassero aree in cui i processi interni (es. i flussi di energia) siano noti e ben identificati, così come gli scambi al contorno (es. apporti terrigeni). In quest'ottica è evidente che dovrebbero essere preferite aree con caratteristiche fisiografiche ed ecologiche ben definite (es. Golfo di Napoli), piuttosto che settori geografici più generici. Anche in questo caso, tuttavia, ai fini di una reale valutazione su scala di sottoregione resterebbero da definire le modalità di connessione fra ecosistemi attraverso scale spaziali diverse, come nel caso, per esempio, dell'accoppiamento fra il dominio neritico e quello pelagico. È inutile sottolineare come un'adeguata conoscenza di queste dinamiche, che dovrebbe essere una precondizione per qualsiasi forma di valutazione, resta un miraggio a causa della cronica scarsità di mezzi, persone e fondi per la ricerca.

Un discorso a parte, anche se analogo nella sostanza, riguarda le scale temporali dei processi ecologici, che non necessariamente sono compatibili con la tempistica della MSFD, scandita da cicli della durata nominale di sei anni. Infatti, se la possibilità

di riadattare nel tempo i target ambientali e le definizioni di GES è sicuramente un elemento positivo, il poterlo fare solo al termine di un ciclo rappresenta un elemento di rigidità che è funzionale alla sola componente burocratica del sistema.

I dati - Indipendentemente dalla scala spazio-temporale e dalla scelta delle aree e degli indicatori su cui basare le valutazioni, i dati effettivamente utilizzabili sono sempre meno di quelli che si ritiene siano disponibili e molti meno di quelli che servirebbero. In generale, poi, le informazioni disponibili sono state raccolte quasi sempre a fini diversi dalla valutazione dello stato degli ecosistemi e sono eterogenee per provenienza, qualità e metodi di acquisizione. Ovviamente, poi, le diverse fonti di dati risultano opportunamente intercalibrate in pochissimi casi. Di conseguenza, tutte queste informazioni dovrebbero essere oggetto di una meta-analisi, condotta con metodi appropriati, piuttosto che essere riversate *sic et simpliciter* in un unico calderone.

Alcune tipologie di dati utilizzati per la valutazione iniziale prevista dalla MSFD richiedono di essere attentamente riconsiderate. Ad esempio, sarebbe assolutamente da evitare l'impiego di dati derivati da modelli matematici, che, pur essendo di grande utilità a molti altri fini, non dovrebbero mai essere considerati come un surrogato dei dati di campo quando questi ultimi assumono un valore critico. Al di là delle implicazioni degli inevitabili errori di stima, l'idea che la conoscenza diretta della realtà possa essere sostituita dalla fiducia cieca nella simulazione è esiziale, non solo per gli errori di valutazione a cui può portare, ma anche ai fini dello stesso progresso delle applicazioni modellistiche.

Analogamente, il telerilevamento può essere uno strumento di grande utilità, ma più nel valutare le variazioni spazio-temporali di alcune grandezze che nel determinarne i valori assoluti, a meno di non disporre caso per caso di un'adeguata base di verità-mare e di operare in condizioni appropriate (es. in acque di caso 1).

Per quanto riguarda la scelta della migliore espressione degli indicatori richiesti dalla MSFD, dovrebbe essere attentamente valutata la possibilità di dare priorità a delle modalità che rendano la valutazione dei dati il più possibile indipendente dal contesto. In quest'ottica l'uso di rapporti fra grandezze elementari può rivelarsi estremamente utile. A titolo di esempio, si può considerare il rapporto fra azoto e fosforo inorganici nella valutazione dell'eutrofizzazione: mentre è impossibile fissare dei criteri univoci per stabilire quale sia una concentrazione "normale" dell'uno o dell'altro elemento, dipendendo tutto ciò in maniera molto stretta dalla collocazione spazio-temporale del campione analizzato, è certamente possibile stabilire se il loro rapporto è sbilanciato al punto da indicare una possibile perturbazione.

Per motivi opposti, cioè per l'impossibilità di fare riferimento ad una scala univocamente interpretabile, dovrebbero essere evitate le misure che dipendono dalle caratteristiche specifiche del campione da cui sono derivate. Ad esempio, l'uso del coefficiente di diversità di Shannon - che pure è stato in più casi utilizzato - è assolutamente inappropriato a meno che non siano fissate in maniera rigorosa le dimensioni del campione in base al quale viene calcolato e le procedure di acquisizione dei dati. È ben noto, infatti, che il valore di questo coefficiente dipende oltre che dalle proporzioni con cui ricorrono i diversi *taxa* anche dal numero di questi ultimi, il quale a sua volta risente in maniera determinante non solo della dimensione del campione, che in linea teorica può essere standardizzata, ma anche dell'effettiva rappresentatività di quest'ultimo (es. in rapporto ai *pattern* di distribuzione spaziale dei *taxa*) e del livello di risoluzione tassonomico.

Infine, in tutti i casi in cui ciò può essere utile, dovrebbe essere considerata la possibilità di trasformare in maniera appropriata i dati. Ad esempio, dove i processi di diluizione e concentrazione giocano un ruolo rilevante, dovrebbe essere attentamente valutata un'eventuale trasformazione in logaritmo.

Valutazioni e valori soglia - Il *reporting* previsto dalla MSFD è caratterizzato da una forte spinta verso le valutazioni quantitative, che vengono considerate sempre e comunque più affidabili di quelle basate su schemi qualitativi o sul giudizio esperto. La questione che si pone, dunque, è se sia utile effettuare valutazioni quantitative del tipo “lo stato ecologico del sistema X è buono/non buono perché il valore dell'indicatore Y è superiore/inferiore alla soglia Z”. Il buon senso suggerirebbe una risposta negativa, ma non è così per la MSFD, purtroppo.

Più in generale, c'è da interrogarsi sulla possibilità, data per scontata dalla MSFD, che un insieme di valutazioni indipendenti effettuate prendendo come riferimento dei valori soglia sia sempre e comunque più valido di una valutazione effettuata su base qualitativa, ma fortemente integrata.

La radice del problema sta nell'idea stessa di definire dei valori soglia, che nella MSFD è conseguenza diretta del principio che ogni indicatore, criterio o descrittore possa essere soltanto conforme o non conforme alla definizione di GES. È superfluo osservare come questa sorta di manicheismo ecologico sia antistorico e come rappresenti un ulteriore passo indietro rispetto ad altri contesti analoghi (es. Direttiva Quadro sulle Acque), che già avevano imposto la discretizzazione arbitraria del *continuum* delle proprietà degli ecosistemi e che già sono stati criticati per le assunzioni poco realistiche su cui erano basati i metodi di valutazione utilizzati (sempre per rimanere sulla Direttiva Quadro sulle Acque, si veda ad esempio Hatton-Ellis, 2008).

L'inaffidabilità strutturale dell'idea di un valore soglia univariato è talmente ovvia che non merita di essere commentata ulteriormente. Basterebbe infatti ricordare che grandezze diverse possono interagire attraverso meccanismi sinergici o inibitori e che molte possono avere effetti non lineari e non monotoni, ma piuttosto legati allo scostamento da un *optimum*, a sua volta spesso modulato da altre grandezze. Più in generale, a fronte di una realtà complessa, è quanto meno imprudente ricondurre le valutazioni a schemi ipersemplificati, come ad esempio quelli (purtroppo già applicati nell'ambito di altre Direttive) che vorrebbero addirittura far coincidere la soglia che separa il “bene” dal “male” con l'*x*-mo percentile della distribuzione dei valori noti di una grandezza rilevata all'interno di una determinata area.

Se pensiamo agli scenari complessi che siamo chiamati ad affrontare, se pensiamo, ad esempio, a casi di *regime shift* catastrofico (Scheffer e Carpenter, 2003) legati ai cambiamenti climatici, potrà un pugno di valori soglia - magari definiti con metodi “creativi” - avere ragione di transizioni non reversibili o di sistemi in cui uno stesso insieme di valori dei diversi indicatori corrisponde a stati alternativi ed ecologicamente differenti?

Il ruolo del giudizio esperto - Se non si accetta il principio per cui la valutazione dello stato ecologico di un sistema complesso può essere fatta in base ad uno o più valori soglia, è evidente che resta solo la via che la MSFD sembra considerare come un ripiego, cioè il ricorso a valutazioni fortemente integrate, ma inevitabilmente di tipo qualitativo, basate sul giudizio esperto. Questa concezione diminutiva del giudizio esperto ha le sue radici nella convinzione che quest'ultimo abbia dentro di sé una inevitabile venatura di arbitrarietà, come se gli “esperti” debbano necessariamente essere incapaci o, peggio, in mala fede. Per motivi del tutto oscuri, però, i detrattori delle valutazioni basate sul giudizio esperto in campo ambientale, in forza dello stesso principio, non si sognano nemmeno di sfiduciare il proprio medico curante, che pure formula le sue diagnosi supportato dai risultati dei test clinici, ma rigorosamente sulla base del giudizio esperto.

D'altra parte, raramente i dati sono in grado di “parlare” in assenza di valutazioni basate sul giudizio esperto. Sono oggi disponibili tecniche sofisticate di analisi dei

dati, che costituiscono un supporto indispensabile alla formulazione di valutazioni circostanziate, ma l'interpretazione di insiemi di dati complessi non può mai prescindere dal giudizio esperto, che è la sola via di integrazione e contestualizzazione dell'informazione disponibile. Se un giudizio esperto supportato da dati sufficienti è certamente la soluzione ideale, è però vero che il giudizio esperto può essere utilmente formulato, sia pure con un minor livello di fiducia, anche in assenza di dati, poiché è nella capacità dell'esperto il valutare tutte le informazioni, per quanto frammentarie o non direttamente pertinenti, per formulare delle inferenze. Queste ultime possono essere più o meno solide, ma sono pur sempre preferibili ad un vuoto assoluto di informazione.

Ciò che i detrattori del giudizio esperto non dovrebbero dimenticare, comunque, è che qualsiasi metodo di valutazione, sia esso semplicemente basato su un valore soglia, o faccia ricorso ad un indice multimetrico, o magari ad un sistema esperto di ultima generazione, non potrebbe esistere se non fosse stato contaminato, in qualche fase del suo sviluppo, dalla presunta arbitrarietà del giudizio esperto. Anche la forma più ottusa e meccanicistica di valutazione, basata su un valore soglia che corrisponde ad un determinato percentile della distribuzione dei valori noti, non è indenne dal contagio del giudizio esperto: chi stabilisce, infatti, quale percentile utilizzare? Il 90.mo? il 95.mo? Chi fa la scelta, di fatto, esprime l'equivalente di un giudizio esperto, né più, né meno. Dunque, è bene accettare serenamente il fatto che qualsiasi valore soglia o criterio di discriminazione fra livelli di stato ecologico o di altre proprietà simili, riferite ad uno o a molti indicatori, non può mai (per fortuna!) essere del tutto esente da elementi di soggettività.

Il concetto di GES - La MSFD ed i suoi allegati definiscono correttamente il concetto di GES riferito ai descrittori, cioè lo formulano in termini sufficientemente generali e qualitativi da poter essere riferiti a sistemi di grande complessità ed estensione spaziale. Nella prassi, però, il concetto di GES è stato spinto verso livelli di integrazione dell'informazione più bassi, giungendo in molti casi fino al livello dei singoli indicatori.

Come già accennato in precedenza, questa impostazione riduzionistica facilita - in teoria - la gestione della MSFD, ma la porta inesorabilmente fuori strada, perché la rende inadatta a valutare sistemi complessi, caratterizzati a loro volta da proprietà e risposte complesse. A livello di descrittore la definizione di GES può prendere forme sintetiche ed efficaci, come ad esempio "La biodiversità è mantenuta. La qualità e la presenza di habitat nonché la distribuzione e l'abbondanza delle specie sono in linea con le prevalenti condizioni fisiografiche, geografiche e climatiche", mentre a livello di indicatore, cioè al minimo livello di integrazione dell'informazione, le definizioni diventano molto più rigide, come ad esempio "La densità della specie X non è inferiore a Y individui per unità di superficie".

L'idea di valutazioni e di definizioni di GES basate su valori soglia, peggio se applicati a singoli indicatori, contiene in sé tutti i presupposti per un misero fallimento, ma i risultati potrebbero essere catastrofici se sarà accettata l'idea, più volte proposta e purtroppo già applicata in diversi casi, del principio "*one out, all out*". In sostanza, si tratta di non considerare raggiunto il GES ad un livello gerarchico superiore se anche uno soltanto dei descrittori, dei criteri o - peggio ancora - degli indicatori non raggiunge il fatidico valore soglia.

One out, all out - Anche in questo caso si tratta di un principio che ha già mostrato tutti i suoi limiti (es. Søndergaard *et al.*, 2005) e che dovrebbe essere accantonato o gestito con molta prudenza per evitare errori di primo tipo, cioè per evitare di rigettare un'ipotesi nulla di conformità al GES senza che ne ricorrano effettivamente

i presupposti. Ad esempio, se la valutazione “one out, all out” è effettuata a livello di descrittore o di criterio, allora si considereranno nel complesso n indicatori, ciascuno con il suo valore soglia. Tuttavia, la valutazione a livello di indicatore è inevitabilmente affetta da errore, anche sotto l'ipotesi ottimistica che l'idea di valore soglia abbia senso dal punto di vista ecologico. Ma se anche un singolo indicatore che non dovesse raggiungere il valore soglia può far rigettare l'ipotesi nulla di conformità al GES al livello gerarchico superiore, allora la probabilità complessiva di rigettare erroneamente l'ipotesi nulla cresce linearmente con il numero degli indicatori considerati. Per correggere questo *bias* bisognerebbe rilassare in maniera appropriata i criteri di valutazione (cioè i valori soglia) dei singoli indicatori, in modo che la probabilità complessiva di un errore di valutazione sia nota e appropriata. Ciò equivarrebbe, in sostanza, ad applicare un criterio analogo a quello della correzione di Bonferroni in un test statistico che operi confronti a coppie non indipendenti. Purtroppo, essendo nella stragrande maggioranza dei casi arbitraria la scelta dei valori soglia, in termini pratici questo problema è ben difficile da risolvere una volta adottata una strategia “one out, all out”.

Definizione dei target ambientali - I target ambientali costituiscono degli obiettivi intermedi verso il raggiungimento del GES ed è evidente che, proprio per questo motivo, devono essere innanzitutto realizzabili con metodi e costi certi. Questa caratteristica tanto ovvia quanto imprescindibile non sempre è stata tenuta nella giusta considerazione, perché una tentazione massimalista ha spinto in diversi casi a formulare dei target apparentemente “virtuosi”, ma praticamente irrealizzabili.

È irrealizzabile, ad esempio, ciò che va contro le leggi della termodinamica, imponendo, in un'ottica “one out, all out”, l'incremento simultaneo di biomassa per un insieme di specie che competono fra loro. È irrealizzabile una stabilizzazione del numero di specie aliene, per il semplice motivo che la loro presenza non dipende solo da cause di origine antropica, ma anche e soprattutto da variazioni climatiche incontrollabili, o magari da ciò che avviene in altri Paesi non comunitari. Senza considerare il fatto che, nel momento stesso in cui si inizia a monitorare, il numero delle specie (aliene e non) è destinato inevitabilmente ad aumentare per il solo aumento della dimensione complessiva dei campioni o delle osservazioni disponibili.

Più in generale, l'idea che le variazioni naturali siano trascurabili rispetto alle perturbazioni di origine antropica ha senso solo in contesti fortemente impattati e su scale temporali brevi, mentre non si può applicare alla scala delle *Assessment Area* della MSFD. È auspicabile dunque che nella futura revisione dei target ambientali (e forse anche dei GES) si tenti di scorporare l'effetto delle variazioni naturali (es. cambiamenti climatici) e quello di altri fattori esogeni non direttamente controllabili dalle politiche ambientali italiane e comunitarie (es. sorgenti di perturbazione in aree extra UE).

I target ambientali, inoltre, non dovrebbero mai essere in contrasto gli uni con gli altri e di conseguenza, ad esempio, non è pensabile avere target che richiedano l'aumento simultaneo della dimensione delle popolazioni di specie che competono fra loro, o l'aumento delle biomasse di consumatori di elevato livello trofico insieme ad una riduzione delle concentrazioni dei nutrienti, o ancora l'aumento del numero di individui in una popolazione e la simultanea riduzione delle catture accidentali di individui della stessa. Questi, ed altri analoghi, sono esempi di mancanza di una visione sistemica (o olistica, tanto per ripetere una parola d'ordine che dovrebbe essere cara ad ogni ecologo) che condanna alcuni target ambientali a non essere mai raggiunti.

In altre parole, dovrebbero essere conosciute con certezza le leve ambientali che

possano risultare efficaci anche all'interno di ecosistemi governati da dinamiche complesse, anche di tipo catastrofico, con reti trofiche articolate ed interconnesse, sotto gli effetti dei cambiamenti climatici, di pressioni extracomunitarie e di fenomeni di meridionalizzazione, di tropicalizzazione e di teleconnessione. In tutti i casi, i target ambientali dovrebbero essere realistici e dovrebbero essere noti i meccanismi ecologici che ne garantiscano la raggiungibilità e ben definiti i provvedimenti da adottare per attivare tali meccanismi.

Il grande assente: il costo del degrado - In questo scenario, dovrebbe essere risolto in maniera soddisfacente il più grande dei problemi posti dalla MSFD, cioè la valutazione del costo del degrado, ovvero del non raggiungimento di un target e, in ultima analisi, del GES. Per rendere esecutivo un target ambientale, questo costo dovrebbe essere superiore al costo delle misure da adottare per il raggiungimento del target stesso, sempre che queste siano praticamente fattibili. Ad oggi, tuttavia, il nodo del costo del degrado non è stato sciolto in maniera soddisfacente da nessun Paese, incluso il nostro.

Le valutazioni disponibili in questo campo non sono andate molto oltre la redazione di qualche tabella riassuntiva del valore di alcune attività economicamente rilevanti, ma le valutazioni di beni e servizi ecosistemici sono ancora largamente insoddisfacenti, soprattutto a causa della mancanza di un approccio metodologico condiviso e di una validazione formale delle stime, che pure in alcuni casi sono state effettuate.

Colmare questa lacuna è fondamentale per attivare i corretti processi decisionali e per stilare una lista di priorità nelle misure da adottare per il raggiungimento dei target ambientali, soprattutto in una prospettiva in cui gli investimenti in campo ambientale non potranno che seguire un'inevitabile tendenza alla contrazione. Il compito, tuttavia, non può essere demandato ai soli economisti, per i quali è ancora di interesse marginale, né può essere attuato dai soli ecologi, che non possiedono tutti gli strumenti concettuali necessari. La soluzione è dunque solo in un'azione realmente interdisciplinare (Braat e de Groot, 2012).

Monitoraggio - I piani di monitoraggio per il primo ciclo della MSFD dovranno essere definiti nel corso del prossimo anno e saranno funzionali alla verifica del raggiungimento dei target ambientali ed alla (ri)definizione di questi ultimi e del GES. In questo processo il ruolo del mondo della ricerca nel definire metodi, priorità e strategie di campionamento ed acquisizione dei dati non può che essere centrale, come suggerisce la stessa MSFD nelle sue premesse, in cui si afferma, ad esempio, che "Occorre anche considerare la biodiversità e il potenziale di ricerca marina associato agli ambienti in acque profonde" o che "È pertanto necessario provvedere alla messa a punto a livello nazionale di un quadro adeguato, che includa la ricerca marina e le operazioni di monitoraggio".

Ovviamente anche altri attori sono presenti sulla scena del monitoraggio marino italiano da tempo, con i loro punti di forza e con i loro limiti, come le Regioni ed ISPRA. Dalla ricerca di una convergenza programmatica e di un'effettiva complementarità fra questi soggetti e la comunità scientifica nazionale potranno nascere interazioni virtuose ed ottimizzazioni operative che potrebbero concorrere ad un aumento dell'efficienza e ad un contenimento dei costi.

In ogni caso, la pianificazione del monitoraggio dovrà fare i conti con la necessità di coprire ampi settori dei nostri mari, raccogliendo un volume di dati che non ha precedenti e che dovrà essere finalizzato tanto alla verifica del raggiungimento dei target in essere, tanto alla necessità di esplorare soluzioni alternative, per poi poterle proporre nel prossimo ciclo della MSFD. Le risorse per attuare tutto ciò potranno

anche essere rilevanti in assoluto, ma il costo di una copertura completa di tutte le aree tematiche e geografiche della MSFD sarà probabilmente insostenibile e quindi la definizione di una scala di priorità per il monitoraggio sarà sicuramente la prima sfida da affrontare.

I programmi di misure - Coerentemente con la definizione dei target ambientali, una volta pianificato il monitoraggio, dovranno essere definiti e successivamente attuati programmi di misure che possano consentire il raggiungimento dei target. I programmi di misure dovrebbero essere sostenibili e non generare impatti socio-economici più rilevanti del costo del degrado (cioè del non raggiungimento dei target). Ciò che è certo è che senza la conoscenza delle leve ambientali adeguate, senza target certamente conseguibili e senza valutazioni socio-economiche a corredo, non si potranno definire misure adeguate.

D'altra parte, la stessa MSFD ci ricorda che “Gli Stati membri si assicurano che le misure proposte siano efficaci rispetto ai costi e tecnicamente praticabili e, prima di porle in essere, procedono a un'analisi di impatto che comprenda una valutazione del rapporto costi/benefici”. Analogamente, se è vero che l'Ecosystem Approach è uno dei principi fondanti della MSFD, allora le tre parole d'ordine associate al primo, ovvero “mitigation, adaptation and long-term sustainability” non possono che applicarsi anche alla seconda.

Conclusioni - Pur nella consapevolezza che queste ed altre criticità dovranno essere affrontate e risolte, la MSFD rimane un esercizio di eccezionale rilevanza, basato su principi teorici assolutamente validi. Il fatto che, a volte, questi principi siano stati mal declinati non sminuisce la portata della MSFD, ma anzi deve costituire uno stimolo per tutti gli addetti ai lavori.

Starà infatti alla comunità scientifica, e soprattutto ai biologi marini, stimolare i necessari aggiustamenti nelle sue fasi future, perché solo un'ampia partecipazione a questo processo potrà scongiurare il pericolo di una crescente burocratizzazione della MSFD e di tutto il sistema di Direttive che riguarda il mare e la fascia costiera. In questa prospettiva è di grandissima importanza che la comunità scientifica rivendichi un ruolo attivo, complementare e non subalterno a quello dei decisori politici e dei loro organi tecnici, e che lo faccia preservando quella visione olistica che rappresenta il principio fondante non solo dell'ecologia moderna, ma anche, attraverso l'esplicito richiamo all'Ecosystem Approach, della MSFD.

Oggi più che mai è dunque essenziale coltivare, insieme ai nostri personali interessi scientifici, anche specialistici, la capacità di affrontare le valutazioni ecologiche a cui ci richiama la MSFD in senso haeckeliano, cioè da veri economisti della natura. È questo, probabilmente, il messaggio più importante che, attraverso la MSFD, potremo passare alle generazioni future.

Ringraziamenti: Vorrei ringraziare il dr. Renato Grimaldi, Direttore Generale per la Protezione della Natura e del Mare, del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM), che ha voluto avvalersi del mio supporto tecnico e scientifico nell'ambito del Comitato Tecnico che supervisiona le attività legate alla MSFD. Ringrazio anche il dr. Oliviero Montanaro, dirigente della Divisione VI (Tutela dell'ambiente marino e costiero), e la dr.ssa Irene Di Girolamo, sempre del MATTM, per i tanti scambi di vedute e la fiducia accordatami. Un ringraziamento particolare va anche ai tanti colleghi dell'ISPRA con cui ho avuto modo di collaborare, di interagire e molto spesso anche di discutere con fervore, ma sempre nell'interesse della migliore implementazione della MSFD. Infine, un ringraziamento collettivo non può non andare ai tanti colleghi del mondo universitario, coordinati dal CoNISMa, e degli altri Enti di ricerca, per le innumerevoli occasioni di confronto e di scambio, così come alla SIBM per avermi invitato a tenere questa relazione. A tutti, indistintamente, un ringraziamento per aver in qualche modo condiviso un percorso che mi ha molto arricchito in termini scientifici e professionali.

Bibliografia

- BRAAT L.C., DE GROOT R. (2012) - The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services*, **1**: 4-15.
- HATTON-ELLIS T. (2008) - The hitchhiker's guide to the Water Framework Directive. *Aquat. Conserv.*, **18**: 111-116.
- SCHEFFER M., CARPENTER S.R. (2003) - Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends Ecol. Evol.*, **18** (12): 648-656.
- SØNDERGAARD M., JEPPESEN E., JENSEN J.P., AMSINICK S.L. (2005) - Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *J. Appl. Ecol.*, **42** (4): 616-629.

L. TUNESI, G. CASAZZA, M. DALÙ, G. GIORGI, C. SILVESTRI

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale,
Via V. Brancati, 60 - 00144 Roma, Italia.
leonardo.tunesi@isprambiente.it

THE IMPLEMENTATION OF THE MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE IN ITALY: KNOWLEDGE TO SUPPORT THE MANAGEMENT

L'IMPLEMENTAZIONE DELLA DIRETTIVA QUADRO PER LA STRATEGIA MARINA IN ITALIA: LA CONOSCENZA A SUPPORTO DELLA GESTIONE

Abstract - *The main objective of the MSFD is to achieve or maintain GES in the marine environment by the year 2020. According to MSFD, GES is defined in terms of 11 descriptors and using a number of criteria and indicators associated to each descriptor. National implementation of the Directive is illustrated through the analysis of selected descriptors.*

Key-words: *Marine Strategy Framework Directive, Good Environmental Status, environmental target.*

Introduction - In the last decades awareness has raised that “pressure on natural marine resources and the demand for marine ecological services are often too high and that the European Community needs to reduce its impact on marine waters regardless of where their effects occur” (Directive 2008/56/EC). On the other hand, “The marine environment is a precious heritage that must be protected, preserved and, where practicable, restored with the ultimate aim of maintaining biodiversity and providing diverse and dynamic oceans and seas which are clean, healthy and productive” (EC, 2013).

To meet these needs, the European Parliament and the Council of the European Union, on 17th June 2008, enacted the Marine Strategy Framework Directive 2008/56/EC (MSFD); Italy, as due by all Member States, transposed it in its national legislation through the Legislative Decree n. 190 of 13th October 2010. The Directive promotes the integration of environmental considerations into all relevant policy areas and constitutes the environmental pillar of the future Integrated Maritime Policy (IMP) for the European Union (Casazza *et al.*, 2007; Tunesi *et al.*, 2008).

The MSFD main objective is to establish a framework for all Member States to take the necessary measures to achieve and/or maintain Good Environmental Status (GES) in the marine environment by 2020. The Directive applies to all marine waters, seabed and subsoil of areas where Member States have and/or exercise jurisdictional rights, which entail an integral part of different marine regions and subregions. The different steps for the application of the Directive (“General provisions”) are being described in details along this paper.

After legal transposition and designation of the competent Authority/ies responsible for the implementation of the Directive, Member States have to develop marine strategies, in respect of the marine regions/subregions concerned, for their marine waters; these strategies shall follow a plan of action which consists of a “preparation phase” and a “programme of measures”.

The Italian Dlgs.190/2010 states (art. 4) the Ministry of the Environment and for the Protection of Land and Sea (MATTM), as the Competent Authority for the Marine Strategy, with coordination functions for national activities; a specific Technical Committee has been established, under art. 5, for this purpose. Members of the Technical Committee, under the Presidency of MATTM, include: one representative from each Region and the Autonomous Provinces, a representative

of the Union of Italian Provinces, a representative of the National Association of Italian Municipalities, one representative for each of the following ministries: Ministry of Agriculture Policies and Forestry, Ministry of Infrastructure and Transport, Ministry of Health, Ministry of Defence, Ministry of Foreign Affairs, Ministry of Research, Ministry for Cultural Assets, Activities and Tourism, Ministry for Economic Development and the Department for Regional Affairs. The Italian National Institute for Environmental Protection and Research (ISPRA) supports the Ministry of the Environment for scientific, technical and coordination activities, under definition of specific Administrative Arrangements.

Areas of interest and international cooperation

The Directive divides the European marine waters in four Marine Regions: the Baltic Sea, the Black Sea, the Mediterranean Sea and the North-east Atlantic Ocean, including the waters surrounding the Azores, Madeira and the Canary Islands. Some regions have been further subdivided, considering the specificities of particular areas, into specific subregions. In the Mediterranean, four subregions have been identified:

- a) The Western Mediterranean Sea,
- b) The Adriatic Sea,
- c) The Ionian Sea and the Central Mediterranean Sea,
- d) The Aegean and Levantine Sea.

Italian marine waters belong to the three first subregions.

The diverse conditions, problems and needs of the various marine regions or subregions require different and specific approaches and solutions. These diversities should be taken into consideration during the different phases of the Directive's implementation: preparation, planning and application of measures to achieve good environmental status in the Community's marine environment. Each Member State should therefore develop a marine strategy for its marine waters which, while being specific to its own waters, reflects the overall perspective of the marine region or subregion concerned. By reason of the transboundary nature of the marine environment, Member States should cooperate to ensure the coordinated development of MS marine strategies for each marine region/subregion, where both EU Member States and third countries co-exist. Every effort should be made to ensure close coordination with all countries included in the marine region. Third countries should be invited to participate in the process laid down in MSFD, thereby facilitating achievement of good environmental status in the entire marine region. Where practical and appropriate, existing regional institutional cooperation structure, such as Regional Sea Conventions (RSC) shall be used. The effectiveness of using these tools is clearly related to the structure and actions' capability of the four different RSC which, in their marine regions, include diverse Contracting Parties i.e. EU or not EU Members, resulting into political, economical and social differences.

Within the Mediterranean RSC, the Barcelona Convention (UNEP/MAP), only one third of Contracting Parties are EU Members and the diversities of the Mediterranean countries are substantial. To facilitate addressing and applying the important principles and actions of the MSFD to the entire marine region a specific Project (ECAP) is being developed within the Convention; its actions and related timing is gradually improving but, at the moment, it is not sufficient for the Mediterranean EU Members to achieve the necessary coordination required by the Directive, in due time.

In this framework, the Med-EU MS, where feasible, are self organising, on a voluntary base, at the level of subregions. A few meetings already occurred for the Western Mediterranean among Italy, France and Spain and one between Italy, Slovenia and Malta for the Adriatic Sea and the Central Mediterranean. Just recently

the European Commission highlighted the need to strengthen the coordination among the Mediterranean EU MS and is trying to facilitate more meetings among these countries.

Actions at international level are fundamental to achieve effective cooperation and coordination, therefore the Directive should further enhance the coherence of the Community contribution to all international agreements. For example, the Regular Process for global reporting and assessment of the state of the marine environment, including socio-economic aspects, established under the auspices of the United Nations, organised a Regional Workshop in Brussels (June 2012), where Italy participated.

The Community and its Member States are each parties to the United Nations Convention on the Law of the Sea (Unclos) approved by Council Decision 98/392/EC of 23 March 1998. The obligations of the Community and its Member States under those agreements should therefore be taken fully into account in this Directive. In addition to the provisions applicable to the marine waters of the Parties, the Unclos includes general obligations to ensure that activities under the jurisdiction or control of a Party do not cause damage beyond its marine waters, and to avoid that damage or hazards are transferred from one area to another or that one type of pollution is transformed into another.

Following Unclos, Italy recently established, by Decree of President of the Republic n. 209 of 27th October 2011, an Ecological Protected Zone including Tyrrhenian Sea, Ligurian Sea and a sea area, from the western Sardinia coast up to approximately 200 miles extension where National and Community Law applies in relation to prevention and mitigation of all types of marine pollution, biodiversity and marine ecosystems protection, with particular regard to the protection of marine mammals and preservation of cultural heritage found in its sea bed. As a consequence, MSFD applies also to such Ecological Protected Zone, covering all the Western Mediterranean Sea Basin pertaining to Italy (Fig. 1).

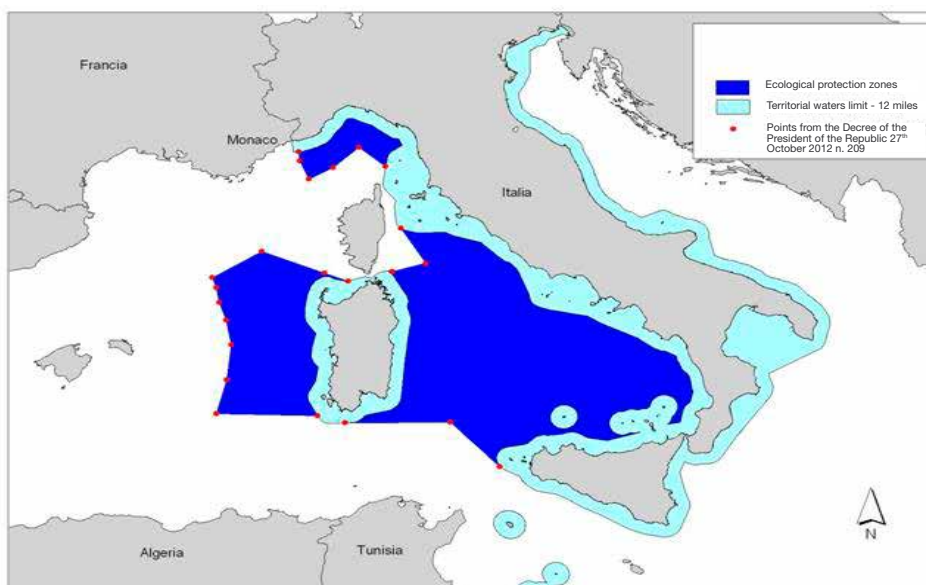


Fig. 1 - MSFD marine waters application in Italy.

L'applicazione della MSFD nelle acque marine in Italia.

MSFD and relations with other EC Directives and the Common Fishery Policy

Many EU policies affect the marine environment, in particular those dealing with fisheries, transport, industry, agriculture, regional development, research, energy, external relations, as well as important elements of environment policy such as water. But these policies are not specifically designed to protect the marine environment in a coordinated manner. Accordingly, human activities impacting the marine environment are addressed in a sector by-sector manner.

The MSFD aims at ensuring the coherence, consistency and integration of measures taken pursuant to various other EU legal instruments in order to meet its key objective. Therefore, as stipulated by Article 20, when considering the contribution of the MSFD to international obligations and commitments, it is necessary to take into account obligations set and measures provided by other EU legislation at community level (EC, 2012a).

Marine environmental protection under MSFD includes establishment of protected areas, in particular taking in consideration areas already designated or that have to be designated under Habitats Directive 92/43/EEC, Birds Directive 79/409/EEC and under other international or regional agreements to which the European Community or Member States concerned are Parties. Furthermore, establishing such protected areas under MSFD will be an important step towards fulfilling the commitments undertaken at the World Summit on Sustainable Development and in the Convention on Biological Diversity, so to contribute to the creation of coherent and representative networks of such areas.

In relation to fishery, the proposed reform of the Common Fishery Policy (CFP) in 2012 requires all stock to be above levels capable of producing maximum sustainable yield and to take into account the environmental impacts of fishing. It requires expressly integrating the objectives of the MSFD. Thus the Marine Directive complements the CFP, providing the link between fishery policies and other essential aspects of environmental protection.

Other examples of crucial coherence with other Directives on environmental protection are highlighted in the field of water policy. Coastal waters, including their seabed and subsoil, are an integral part of the marine environment, and as such are covered by MSFD, but also the Water Framework Directive (2000/60/EC) already address coastal waters protection for some specific points. In order to ensure complementarity while avoiding unnecessary overlaps, those aspects of the environmental status of the marine environment not already addressed through the Water Framework Directive or other Community legislation, are specifically covered by MSFD.

Articulation of the MSFD - main aspects - In view of the dynamic nature of marine ecosystems and their natural variability, and given that the pressures and impacts on them may vary with the evolvement of different patterns of human activity and the impact of climate change, it is essential to recognise that the determination of good environmental status may have to be adapted over time. Accordingly, it is appropriated that also programmes of measures for the protection and management of the marine environment be flexible and adaptive, taking into account the scientific and technological developments. As a consequence MSFD envisages an updating process of marine strategies on a regular basis, based on a six-year cycle (Fig. 2) made of the following steps:

1. Initial assessment of state characteristics, pressures and impacts – art. 8
2. Determination of GES – art. 9
3. Establishment of environmental targets – art. 10
4. Monitoring programmes – art. 11
5. Programmes of measures – art. 13

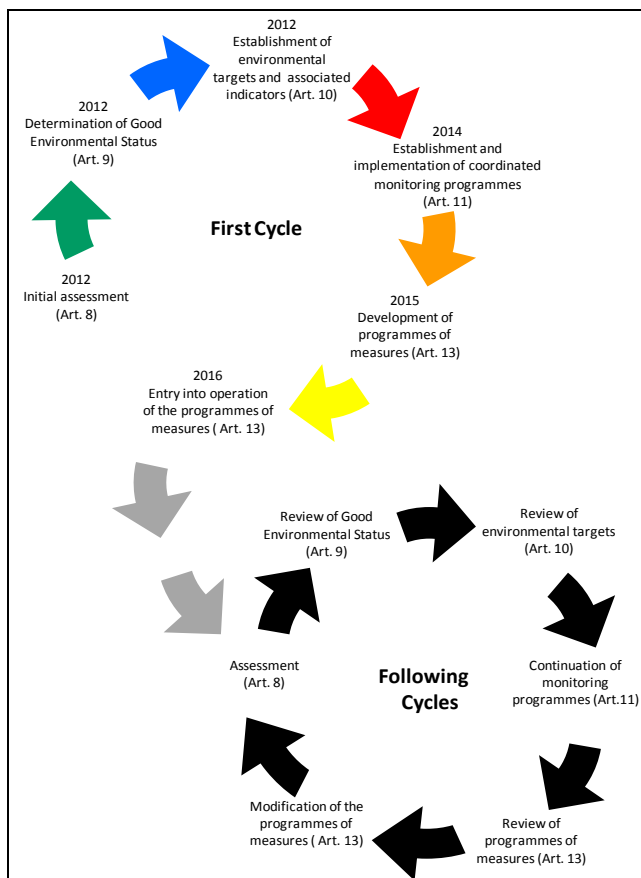


Fig. 2 - The MSFD management cycle (EC, 2011b).

Il ciclo di gestione della MSFD (EC, 2011b).

As a first step in the preparation of programmes of measures, Member States across a marine region or subregion should undertake, following art. 8 of MSFD, an analysis of the features or characteristics of, and pressures and impacts on, their marine waters, identifying the predominant pressures and impacts on those waters, and an economic and social analysis of their use and of the cost of degradation of the marine environment.

On the basis of such analyses, Member States should then determine for their marine waters a set of characteristics for good environmental status (art. 9 of MSFD).

The Commission Decision (EC, 2010) indicates the approach to be adopted for the determination of GES, outlining for the 11 descriptors under the MSFD, 26 criteria and 56 associated indicators (Tunesi, 2012). The 11 descriptors consist of statement defining environmental objective to be respected and covers state, pressures and impacts of marine environment: biodiversity, non-indigenous species, extraction of commercial fishes (fishing), food web, eutrophication, sea-floor integrity, hydrologic processes, contaminants in water, sediments and biota, contaminants in seafood, marine litter and underwater noise.

Furthermore, also assessment of state characteristics, pressures and impacts should be ideally based using criteria and indicators defined in the Commission

Decision following a detailed matrix established in the Commission Staff Working Paper (EC, 2011a). For the first cycle of MSFD, starting from 2012, initial assessment has been based on available data and information with a poor use of indicators, most of which have to be made fully operational by 2018.

The next step towards achieving good environmental status is the establishment of environmental targets (art. 10) and monitoring programmes (art. 11) for ongoing assessment, enabling the state of the marine waters concerned to be evaluated on a regular basis.

Member States should then establish and implement programmes of measures (art. 13) which are designed to achieve or maintain good environmental status in the waters concerned, while accommodating existing Community and international requirements and the needs of the marine region or subregion concerned. Those measures should be based on an ecosystem-based approach to the management of human activities and devised on the basis of the precautionary principle and the principles that preventive action should be taken, that environmental damage should, as a priority, be rectified at source and that the polluter should pay.

However, it should be recognised that achieving or maintaining GES in every aspect may not be possible in all marine waters by 2020. In this respect, MSFD consider two special cases. The first special case refers to the situation where it is impossible for a Member State to meet its environmental targets because:

- a) of action or inaction for which the Member State concerned is not responsible;
- b) of natural causes or force majeure;
- c) of actions which that Member State has itself taken for reasons of overriding public interest which outweigh the negative impact on the environment;
- d) natural conditions do not allow timely improvement in the status of marine waters.

Anyway, the Member State concerned should substantiate why it considers that such a special case has arisen and identify the area concerned, and should take appropriate ad-hoc measures with the aim of continuing to pursue the environmental targets, preventing further deterioration in the status of the marine waters affected and mitigating the adverse impact within the marine region or subregion concerned.

The second special case refers to the situation where a Member State identifies an issue which has an impact on the environmental status of its marine waters, perhaps even of the entire marine region or subregion concerned, but which cannot be tackled by measures taken at national level or which is linked to another Community policy or to an international agreement. In such a case, arrangements should be made to inform the Commission of this within the framework of notification of programmes of measures and, where Community action is needed, to make appropriate recommendations to the Commission and the Council.

Indeed, the objectives of MSFD, namely protection and preservation of the marine environment, the prevention of its deterioration and where practicable the restoration of that environment in areas where it has been adversely affected, cannot be sufficiently achieved by Member States and can therefore, by reason of the scale and effects of the Directive, be better achieved at Community level, the Community may adopt measures, in accordance with the principle of subsidiarity as set out in Article 5 of the Treaty.

Furthermore, programmes of measures executed under marine strategies will be effective only if they are devised on the basis of a sound knowledge of the state of the marine environment in a particular area and are tailored as closely as possible to the needs of the waters concerned in the case of each Member State and from the general perspective of the marine region or subregion concerned, an appropriate

framework is needed at national level for marine research and monitoring operations. Also at Community level, recognition of marine issues in the Seventh Framework Programme on Research and Development and Horizon 2020 is an important step in that direction.

In order to ensure cohesion of action across the Community as a whole and in relation to commitments at global level, Member States have to notify the Commission of the steps taken under art. 8, 9, 10, 11 and 13 by a reporting exercise, in order to enable the Commission, following art. 12, to assess whether, in the case of each Member State, the elements notified constitute an appropriate framework to meet the requirements MSFD and may ask the Member State concerned to provide any additional information that is available and necessary. The Commission shall also consider the coherence of frameworks within the different marine regions or subregions and across the Community. Within six months of receiving the report, the Commission informs Member States concerned whether, in its opinion, the elements notified are consistent with this Directive and provides guidance on any modifications it considers necessary.

At the time of writing, Italy has finalized and notified to the Commission its report on Initial assessment (art. 8), determination of GES (art. 9) and environmental targets (art. 10) on 30th April 2013 and is waiting for the Commission assessment response.

The “initial assessment” (I.A.) of the state of the marine environment, as well as the evaluation of GES, were to be conducted only on the basis of existing data and information. To this regard ISPRA activated the collaboration of the different Italian holders of data and information in order to validate, elaborate environmental and socio-economic data and determine GES for the 11 descriptors. Scientific contributions provided by an extensive network of national experts and researchers (more than 250) from 24 Universities (including 20 referring to CoNISMa), 6 CNR Institutes, ARPA, ENEA, CIBRA, INGV, ISS, OGS, SZN, Zooprofylactic Institutes, Marine Protected Areas, Research Centre of Cesenatico, foundations and environmental groups.

To ensure the active involvement of the general public in the establishment, implementation and updating of marine strategies, art. 19 of MSFD prescribes a proper public information process on the different elements of marine strategies, their related updates, as well as, upon request, relevant information used for the development of the marine strategies. Italy has carried on such process thought the implementation of a web site - <http://www.strategiamarina.isprambiente.it/> where all relevant products have been published together with an on-line questionnaire whose responses have been taken into account in the final version of Report MSFD.

The assessment areas - Article 25 and 24(2) of MSFD foresee a role for the Regulatory Committee in the definition of technical formats to be adopted by Member States for transmission and processing of analytical, statistical and cartographic data related to Report MSFD. Following a subsequent agreement between Member States and the Commission, a specific Working Group has been established to define such technical formats and information standards, that is Working Group on Data and Information Knowledge Exchange – WG DIKE. For the first cycle of reporting, some additional tools have been developed in WG DIKE, such as the possibility to identify specific assessment areas inside subregions where initial assessment (art. 8) can be carried out (EC, 2012b).

Such approach, i.e. defining assessment areas inside subregions, enabled to choose a proper spatial scale where is possible to restrict the assessment and also

future monitoring programmes with defined characteristics, pressures and impacts. In particular, Report MSFD requires, for each characteristics and pressure, to define at least one assessment area per subregion. Some criteria and constraint have been considered to define assessment areas. In particular every assessment area should:

- be representative of relevant elements for the specific characteristics or pressure to which the area is associated (e.g. extension of predominant habitats, presence and habitat of species, area subject to input of contaminants or nutrients);
- include pressures, impacts or activities related to the specific characteristics or pressure;
- be the target for future monitoring programmes and programmes of measures.

In fact, the most important aspect is that the total number and extension of assessment areas should allow, for each characteristics and pressure, to determine GES at subregion scale. Following such criteria, for each assessment area the relevant components are:

- pressures/activities;
- specific elements (e.g. predominant habitats, species, functional groups);
- indicators.

Considering the geographical extension, the main characteristic of assessment area, the methodology developed for its definition is based essentially on GIS procedures and spatial analysis elaboration. First of all, GIS layers representing information on pressures/activities and specific elements have been produced for each subregion. Such layers have been transformed in gridded format by spatialization procedures in order to compare them more easily.

Specific indicators and associated indices have been selected according to available data and information and calculated on gridded layers. Assessment area should also include ideally at the same time reference condition zones, zones subject to impacts but restorable by proper foreseeable programmes of measures and zones too impacted to be restored. In this context reference condition zones should be understood as zone with a sustainable level of pressure and not “only” in a pristine status. Such partition should guarantee that reaching GES in assessment areas assures GES at subregion scale. Superimposing different layers produced list of assessment areas with list of predominant habitats, functional groups and species impacted with also an estimate of the percentage of assessment areas subjected to specific pressures, impacts or activities.

Tab. 1 shows the number of assessment areas subdivided for subregions, characteristics and pressures.

GES determination - The determination of GES must be done for each subregion and for each of the 11 Descriptors (MSFD - Annex 1). Following the Commission Decision (EC, 2010), for each descriptor a set of criteria and indicators have been established. According to the structure of Report MSFD, for the first cycle, i.e. 2012 Report, determination of GES could be made choosing one of the following levels:

- level of indicator (at least one indicator for each descriptor);
- level of criteria (at least one criteria for each descriptor);
- level of descriptor.

Choosing the level of indicator means that at least one indicator should be selected among the available indicators established by the Commission Decision for the descriptor. For such indicator one or more indexes should be considered and a threshold value must be defined at subregion scale so to indicate that GES is reached if the value of index is above or below such threshold.

Tab. 1 - Number of assessment areas proposed by Italy subdivided for subregion and characteristics and pressures.

Numero di aree di valutazione proposte dall'Italia suddivise per sottoregione e per caratteristiche e pressioni.

	Western Mediterranean Sea	Ionian Sea & Central Mediterranean Sea	Adriatic Sea
Physical features	3	2	3
Habitats	10	3	4
Functional groups	8	5	4
Species	17	15	11
Ecosystem	1	1	1
Non-indigenous species inventory	1	1	1
Other features	1	1	1
Physical loss	4	2	2
Physical damage	3	2	2
Underwater noise	1	1	1
Marine litter	3	2	2
Hydrological processes	1	1	1
Contaminants	4	3	4
Nutrients enrichments	4	2	3
Microbial pathogens	1	1	1
Non-indigenous species	1	1	1
Extraction of species	3	2	2
Marine acidification	3	2	3
Socio-economic analysis	3	1	1

In order to identify such threshold, it is necessary to evaluate the index in the assessment areas associated to the characteristics or pressures belonging to the descriptor. These specific thresholds values coming from different assessment areas have to be spatially integrated using some kind of criteria such as, for example the “one out all out” principle. According to such principle if the index fails to respect the threshold value in at least one of the assessment area, GES is not reached at subregion scale. So even if only one indicator is selected for the descriptor, at least some kind of spatial integration procedure taking into account all the assessment areas involved is required in order to define GES at subregion scale (EC, 2012b).

Considering two or more indicators for descriptor implies an integration of the different threshold values and index evaluation associated to the indicators, in order to produce a single combine indicator and threshold value representative of all the indicators considered. The determination of GES at the level of criteria implies an integration of all the indicators belonging to the selected criteria. Such integration scheme reproduces for the determination of GES at the level of descriptor where all criteria belonging to the descriptor have to be integrated to produce a single threshold value for GES assessment at subregion scale.

MS Italy has defined GES qualitatively at the level of indicator for each descriptor, in some cases also threshold values have been given but most of indicators selected have to be implemented and made fully operational by 2018 setting specific monitoring programmes starting from 2014 (Tab. 2). Among the 56 indicators listed in the Commission Decision, Italy has selected 35. Only 8 indicators are already fully operational in 2012, 27 will be operational by 2018.

Tab. 2 - Time in which the indicators, selected for the determination of GES, will be operational.
Periodo in cui gli indicatori selezionati per la determinazione del GES saranno operativi.

Descriptor	Indicators selected for the determination of GES	Indicator operational in or by		
		2012	2014	2018
D. 1	1.2.1 Population abundance and/or biomass, as appropriate (class structure, sex ratio, fecundity rates, survival/mortality rates)		Only for birds	✓
	1.3.1 Population demographic characteristics (e.g. Body size or age)		Only for birds	✓
	1.3.2 Population genetic structure, where appropriate			
	1.5.1 Habitat area			✓
	1.6.1 Condition of the typical species and communities			✓
	1.6.2 Relative abundance and/or biomass, as appropriate			✓
D. 2	2.1.1 Trends in abundance, temporal occurrence and spatial distribution in the wild of non-indigenous species, particularly invasive non-indigenous species, notably in risk areas, in relation to the main vectors and pathways of spreading of such species			✓
	2.2.2 Impacts of non-indigenous invasive species at the level of species, habitats and ecosystem, where feasible			✓
D. 3	3.1.1 Fishing mortality (F)	✓		
	3.1.2. Ratio between catch and biomass index (hereinafter 'catch/biomass ratio')	✓		
	3.2.1 Spawning Stock Biomass (SSB)	✓		
	3.2.2 Biomass indices	✓		
	3.3.3 95 % percentile of the fish length distribution observed in research vessel surveys	✓		
D. 4	1.7.1 Composition and relative proportions of ecosystem components (habitats and species)			✓
	4.1.1 Performance of key predator species using their production per unit biomass (productivity)			✓
	4.2.1 Large fish (by weight)			✓
	4.3.1 Abundance trends of functionally important selected groups/species			✓
D. 5	5.1.1 Nutrients concentration in the water column			✓
	5.1.2 Nutrient ratios (silica, nitrogen and phosphorus), where appropriate			✓
	5.2.1 Chlorophyll concentration in the water column			✓
	5.2.2 Water transparency related to increase in suspended algae, where relevant			✓
	5.2.4 Species shift in floristic composition such as diatom to flagellate ratio, benthic to pelagic shifts, as well as bloom events of nuisance/toxic algal blooms (e.g. cyanobacteria) caused by human activities			✓
	5.3.2 Dissolved oxygen, i.e. changes due to increased organic matter decomposition and size of the area concerned			✓

Descriptor	Indicators selected for the determination of GES	Indicator operational in or by		
		2012	2014	2018
D. 6	6.1.2 Extent of the seabed significantly affected by human activities for the different substrate types			✓
D. 7	7.1.1 Extent of area affected by permanent alterations		✓	
D. 8	8.1.1 Concentration of the contaminants mentioned above, measured in the relevant matrix (such as biota, sediment and water) in a way that ensures comparability with the assessments under Directive 2000/60/EC	✓		radio nuclides
	8.2.1 Levels of pollution effects on the ecosystem components concerned, having regard to the selected biological processes and taxonomic groups where a cause/effect relationship has been established and needs to be monitored	✓		radio nuclides
D. 9	9.1.1 Actual levels of contaminants that have been detected and number of contaminants which have exceeded maximum regulatory levels	✓		
D. 10	10.1.1 Trends in the amount of litter washed ashore and/or deposited on coastlines, including analysis of its composition, spatial distribution and, where possible, source			✓
	10.1.2 Trends in the amount of litter in the water column (including floating at the surface) and deposited on the sea-floor, including analysis of its composition, spatial distribution and, where possible, source			✓
	10.1.3 Trends in the amount, distribution and, where possible, composition of micro-particles (in particular micro-plastics)			✓
	10.2.1 Trends in the amount and composition of litter ingested by marine animals (e.g. stomach analysis)			✓
D. 11	11.1.1 Proportion of days and their distribution within a calendar year over areas of a determined surface, as well as their spatial distribution, in which anthropogenic sound sources exceed levels that are likely to entail significant impact on marine animals measured as Sound Exposure Level (in dB re 1µPa 2.s) or as peak sound pressure level (in dB re 1µPa peak) at one metre, measured over the frequency band 10 Hz to 10 kHz			✓
	11.2.1 Trends in the ambient noise level within the 1/3 octave bands 63 and 125 Hz (centre frequency) (re 1µPa RMS; average noise level in these octave bands over a year) measured by observation stations and/or with the use of models if appropriate			✓

In order to show concrete results of the implementation process of MSFD by Italy, the descriptors 1, 2, 4 and 6 will be illustrated hereinafter.

For Descriptor 1 on Biodiversity, the following 4 of seven criteria included in the Commission Decision have been selected:

- 1.2 Population size
- 1.3 Population condition
- 1.5 Habitat extent
- 1.6 Habitat condition

Criteria 1.7 on Ecosystem structure has been considered only for Descriptor 4 on Food Webs. Tab. 3 summarizes which indicators and biological components have been considered to determine GES for the Descriptor 1, according to Annex 1 reference and term lists (EC, 2012b). As an example, Tab. 4 shows qualitative GES description for indicator 1.2.1.

Tab. 3 - Descriptor 1 - Indicators and biological components considered by Italy to determine GES.

Descrittore 1 – Indicatori e componenti biologiche considerate dall'Italia per la determinazione del GES.

Indicator	Biological component
1.2.1 on Population abundance and/or biomass, as appropriate	Marine birds <i>Pinna nobilis</i> Coastal fish species Marine reptiles (<i>Caretta caretta</i>) Marine mammals
1.3.1 Population demographic characteristics (e.g. Body size or age class structure, sex ratio, fecundity rates, survival/mortality rates)	<i>Patella ferruginea</i> Marine birds Coastal fish species
1.3.2 Population genetic structure, where appropriate	Fish
1.5.1 Habitat area	Benthic habitat (<i>Posidonia oceanica</i> , mærl)
1.6.1 Condition of the typical species and communities	Benthic habitat (Coralligenous, deep corals) Demersal elasmobranchs Coastal fish fauna
1.6.2 Relative abundance and/or biomass, as appropriate	Pelagic habitat (Plancton) Demersal elasmobranchs

For Descriptor 2 on Non-indigenous species, GES has been proposed taking into account the following indicators:

- 2.1.1 - Trends in abundance, temporal occurrence and spatial distribution in the wild of non-indigenous species, particularly invasive non-indigenous species, notably in risk areas, in relation to the main vectors and pathways of spreading of such species
- 2.2.2 - Impacts of non-indigenous invasive species at the level of species, habitats and ecosystem, where feasible

Indicator of impact 2.2.1 on *Ratio between invasive non-indigenous species and native species in some well studied taxonomic groups (e.g. fish, macroalgae, molluscs) that may provide a measure of change in species composition (e.g. further to the displacement of native species)* has been considered not practical because it requires an extremely high effort of sampling compared to the indication of the impact that

could provide. Indeed, impacts that may fall into this category are not known in any of the three sub-Mediterranean regions.

GES for indicator 2.1.1 is regarded as a condition in which there is no increase in the value of the indicator (invasive species abundance and frequency) with respect to the value observed in specific areas with both a high probability of introduction of non-indigenous species and high ecological value.

In such specific areas, for indicator 2.2.2, GES is a condition with no increase of impact, estimated by using as indicator the value of Biopollution Index according to the method of Olenin *et al.* (2007).

Tab. 4 - Qualitative GES description for indicator 1.2.1.

Descrizione qualitative del GES per l'indicatore 1.2.1.

Biological component	Description of GES
Birds	The populations of seabirds should be compatible with conservation status compliant to Birds Directive and, where relevant, AEWa agreement. In particular, the GES is achieved when the abundance of populations of key species (selected according to their actual and total dependence on the marine environment) does not fall below the average values at baseline.
<i>Pinna nobilis</i>	GES is achieved when the number of individual per square meters of <i>Pinna nobilis</i> is maintained in a specific area or not significantly altered due to anthropogenic causes.
Coastal fish species	GES is achieved when the values of abundance (number of individuals per 125 square meters) and biomass (weight of individuals per 125 square meters) for the species <i>Diplodus sargus</i> , <i>Diplodus vulgaris</i> , <i>Epinephelus marginatus</i> are equal to or exceed the thresholds.
Marine reptiles (<i>Caretta caretta</i>)	GES is reached when the trend of the abundance of the populations of <i>Caretta caretta</i> is stable or not reducing in a statistically significant way taking into account the natural variability compared to the current situation.
Marine mammals	GES is reached when the trend of the abundance of the populations of cetacean species, selected according to their ecological representativeness (<i>Balaenoptera physalus</i> , <i>Tursiops truncatus</i> and <i>Stenella coeruleoalba</i>) is stable or not reducing in a statistically significant way taking into account the natural variability compared to the current situation.

Regarding Descriptor 4 on Food Webs, Commission Decision has proposed 4 indicators, namely:

1.7.1 - Composition and relative proportions of ecosystem components (habitats and species)

4.1.1 - Performance of key predator species using their production per unit biomass (productivity)

4.2.1 - Large fish Index (by weight)

4.3.1 - Abundance trends of functionally important selected groups/species

The use of indicator 4.1.1 has been excluded for GES definition because this indicator has been proposed on the basis of data and time series that are available for two species of mammals and seabirds in the North Sea, which implies that it is not applicable in the Mediterranean context.

For indicator 1.7.1 GES is reached when main ecosystem components are in line with prevailing natural conditions. To do this, first of all, it is necessary to identify in each ecosystem the prevailing functional groups and habitats. It appears more complex to assess which of these functional groups are not in line with prevailing physiographic, ecological and climatic conditions prevailing, since this evaluation assumes that data are available for most of the functional groups and habitats but, in general, this is not the case.

Regarding the functional groups, it has been possible to estimate with quantitative approach the trend in the following groups:

- Demersal fishes;
- Demersal elasmobranchs;
- Deep sea elasmobranchs;
- Deep sea fishes.

As regards the analysis of prevailing habitats, only preliminary mapping data with the scale of precision required for most of the marine areas taken into consideration by MSFD are available (almost no data for the sub-region Ionian Sea and the Central Mediterranean) and even less is available on the assessments of their status. Nevertheless, at least for the Western Mediterranean Sea and the Adriatic Sea, it is possible to provide sufficient data on the type of prevailing substrate/habitat, but a strong uncertainty associated with the assessment of the impacts on these elements remains due to the absence of thresholds and reference data of “sea truth”.

Large Fish Indicator (LFI) related to indicator 4.2.1 has been proposed to catch functional characteristics of food webs, but data available for Length Frequency Distribution (LFD) must be converted to biomass data, in order to apply LFI. The set of approximations related to the use of allometric relations, not always precise, and the limited number of species for which LFD data are available, make the LFI difficult to use. As a consequence no threshold value has been defined for such indicator.

According to Commission Decision, for indicator 4.3.1, it is necessary to identify changes in population status potentially affecting food web structure on the basis of suitable groups/species including:

- Groups with fast turnover rates (e.g. phytoplankton, zooplankton, jellyfish, bivalve molluscs, short-living pelagic fish) that will respond quickly to ecosystem change and are useful as early warning indicators,
- Groups/species that are targeted by human activities or that are indirectly affected by them (in particular, by-catch and discards),
- Habitat-defining groups/species,
- Groups/species at the top of the food web,
- Long-distance anadromous and catadromous migrating species,
- Groups/species that are tightly linked to specific groups/species at another trophic level.

For Italy, GES is reached when no significant abundance trend is observed which indicates an alteration toward a bad status, for the following list:

- Seagrasses
- Phytoplankton
- Zooplankton
- Jellyfish
- Bony fishes
- Elasmobranchs
- Ichthyophagous fish

- Marine reptiles
- Marine mammals

As regards sea floor integrity treated by Descriptor 6, only indicator 6.1.2 on *Extent of the seabed significantly affected by human activities for the different substrate types* has been used for GES definition because abrasion mainly due to fishing activities has been identified as one of the main pressures.

The qualitative description of GES is the following: GES is characterized by the absence of significant pressure due to abrasion, determined by fisheries that operate on the seabed (demersal, “*rapido*” and hydraulic dredges), and seal (coastal defense works, platforms, cables, etc.) of biogenic substrates.

The term “biogenic substrates” includes the following habitats: *Posidonia oceanica*, Mäerl, coralligenous beds, *tegnùe*, deep corals.

In particular on biogenic substrates:

- The pressure determined by the fishing is always considered as significant, as a consequence it must be absent, taking into account a limit of uncertainty (10%) inherent with the method of evaluation of the presence of the pressure;
- The pressure due to sealing is always considered as significant and must be, without prejudice of any provisions resulting from the application of different regulations.

On other types of “non biogenic substrate” (sand, mud, mixed, etc.):

- The pressure determined by the fisheries that interact on the seabed in an active way (otter trawl, “*rapido*” and hydraulic dredge) is considered to be significant when the area interested by the pressure is higher than a maximum acceptable percentage of area (taking into account a specific temporal unit) to be determined by 2018.

The pressure determined by sealing does not contribute to determine GES.

Establishment of environmental targets - Environmental targets have to be defined in order to reach the GES by 2020 as the MSFD requires. The scale of the Targets is the subregion as the GES. European Commission (2011b) has identified two types of targets:

- GES target;
- Interim GES target.

“GES target” guarantees that if the target is reached also GES is reached. “Interim GES target” do not guarantee once reached, that GES is also reached but they represent an intermediate step in the process of reaching GES.

Identification of targets implies the selection of one indicator and one threshold value associated to target, so target is reached if the value of the index of its indicator is above or below the threshold value. Indicators for targets can be classified according to the following list:

- State (e.g. status of a species);
- Pressure (e.g. concentration of contaminants);
- Impacts (e.g. dissolved oxygen concentration);
- Operational.

Indicators for targets do not necessarily belong to Commission Decision list for GES assessment. Operational indicators are usually associated with the implementation of measures such as administrative act that mitigate specific pressures, for example reduction of fishing vessels in specific areas for a period of time.

Environmental targets defined in 2012 must be reached by 2018, when a new cycle of assessment of characteristics and pressures, revision of GES and targets will be carried out (Fig. 1).

Due to the lack of information and data, and the poor level of implementation of indicators for GES determination, MS Italy has adopted mainly operational targets which, in many cases, are linked with on-going measures prescribed by other European Directive such as Habitats Directive, Urban Waste Water Directive, Nitrate Directive or prescription following Common Fishery Policy.

Environmental targets can be associated to one descriptor or more descriptors. For example, targets specific only for Descriptor 1 are the following:

- Implementation of control measures and training to avoid picking activities of benthic species – Indicators 1.2.1, 1.3.1;
- Implementation of training measures and awareness to reduce mortality from by-catch of demersal elasmobranchs – Indicators 1.6.1, 1.6.2;
- Mitigation of accidental catches: implementation of a mechanism for assessing the sustainability of accidental mortality caused by fishing activities on cetaceans – Indicator 1.2.1

Tab. 5 shows the proposed targets associated to more than one descriptor.

Tab. 5 - List of the environmental targets proposed by Italy associated to more than one descriptor.
Lista dei traguardi ambientali proposti dall'Italia associati a più di un descrittore.

Environmental Target	Descriptor
Reduction of by-catch in the areas of aggregation of <i>Caretta caretta</i>	D1, D4
Limitation of the impacts resulting from physical loss of biogenic substrates	D1, D6
Limitation of fishing on biogenic substrates	D1, D6, D3
Limitation of fishing on non biogenic substrates	D6, D3
Species exploited by commercial fishing	D1, D3

Target proposed for Descriptor 2, on non-indigenous species, regards the implementation of an early warning system that provides, very quickly, the information on introduced species and the vector of introduction and dispersion so that the competent authorities can take appropriate actions (EEA, 2010).

For Descriptor 4 a general target is also proposed in order to consider more general interaction with Descriptors 1, 3, 6 and 5.

By 2018 it will be necessary to make progress towards improving the status of the individual structural components of ecosystems by the implementation of environmental targets identified within the MSFD descriptors considered as a all (in particular D1, D3, D6, D5). In geographic areas (assessment areas or ecosystems) with critical situation, targets are geared towards mitigation/removal of the causes of human disturbance.

Concluding remarks - The MSFD clearly highlights the need for adequate information to support the management of human activities. The overview on the results achieved by Italy underlines the need for adequate data, and a deeper ecological and environmental knowledge, essential to identify clear relationships of cause and effect.

At present, despite the large number of data and information related to the marine environment collected at national level, on the basis of existing data and

information has not been possible to develop an overall assessment of the status of the marine environment as required by the Directive, mainly due to an inadequacy of such data/information characterized by an insufficient spatial and temporal scales and lack of homogeneity in the methodologies adopted.

On the basis of the selected descriptors illustrated in this paper, it is possible to conclude that several gaps and ambiguities remain in relation to the Descriptors 1, 2, 4 and 6. Even if a number of pressure/state interactions are qualitatively relatively well known in relation to specific ecosystem components, there is still a need of further quantitative understanding. There is still an insufficient integration among the different disciplines supporting the understanding of the relationships between human pressures and their adverse effects on marine ecosystems and biological diversity. For instance, the initial assessment has shown that Italy has a relatively small proportion of benthic habitats mapped at the appropriate resolution, with a heavy dependence on modeling being used to assess habitat distribution in particular for the western subregion. For this reason there is the need of developing specific pressure-based assessments, conceived taking in considerations the following aspects:

- spatial distribution and extent of benthic habitats;
- spatial distribution and intensity of pressures;
- understanding of the relations between pressures and their impacts on habitats.

And consider also the need of incorporating the effects of cumulative impacts (Korpinen *et al.*, 2012).

The lack of existing indicators and targets for habitats stress the need of specific research activities to face the aspects related to the scale of the assessment and the identification of quantitative thresholds.

Regarding environmental targets, in order not to overburden the financial resources, Italy has established, in most cases, operational targets that are directly linked to management actions. This approach allows the use of a series of measures already enforceable in the framework of existing legislation whose funding is already provided.

The next key steps are the development of monitoring programmes, by 15 July 2014, that can fill the gaps in knowledge and standardizing as much as possible methodological approaches.

Through the monitoring programmes will be collected data to validate the indicators for the assessment of good environmental status. Moreover, there will be the need to implement additional measures to those already existing and strengthen controls and compliance with the existing rules. The future monitoring programs should be determined by reference and, as far as possible, by integrating existing or forthcoming implementation, planned within other legal frameworks (Habitats, Birds, Water Framework Directives and Common Fisheries Policy) and international commitments such as the Barcelona Convention, the Convention on Biological Diversity and the United Nations Convention on the law of the Sea, that define rights and responsibilities of States in the use of the seas and oceans.

References

- CASAZZA G., LOPEZ Y ROYO C., DALÙ M., SACCOMANDI F., SPADA E., SILVESTRI C. (2007) - Recent policies tools for ecological evaluation of Mediterranean Sea. In: Özhan E. (ed), *MEDCOAST 07. Proceedings of the Eight International Conference on the Mediterranean Coastal Environment. Alexandria, Egypt. Vol. 1.* MEDCOAST Secretariat, Turkey: 129-140.
- EEA (2010) - Towards an early warning and information system for invasive alien species (IAS) threatening biodiversity in Europe. *EEA Technical report*, 5: 47 pp.
- EC (2008) - Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of the 17 June

- 2008 establishing a framework for Community actions in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). *Official Journal of the European Communities*, L 164: 19-40.
- EC (2010) - Commission decision of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters. *Official Journal of the European Union*, L 232: 14-24.
- EC (2011a) - *Commission staff working paper. Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status*. SEC(2011) 1255 final. European Commission, Brussels: 95 pp.
- EC (2011b) - *Common Understanding of (Initial) Assessment, Determination of Good Environmental Status (GES) and Establishment of Environmental Targets (Art. 8, 9 & 10 MSFD)*. European Commission, Brussels. In CIRCABC - EC - Marine Strategy - Library: A-Documents: A2-Guidance Documents, GD n. 01.
- EC (2012a) - *Report from the Commission to the Council and European Parliament. Contribution of the Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC) to the implementation of existing obligations, commitments and initiatives of the Member States or the EU at EU or international level in the sphere of environmental protection in marine waters*. COM(2012) 662 final. European Commission, Brussels.
- EC (2012b) - *Guidance for 2012 reporting under the Marine Strategy Framework Directive, using the MSFD database tool. Version 1.0*. European Commission, DG Environment, Brussels: 164 pp.
- EC (2013) - *The EU explained: environment*. European Commission – Directorate-General for Communication – Publications, 1049 Brussels: 16 pp.
- KORPINEN S., MESKI L., ANDERSEN J.H., LAAMANEN M. (2012) - Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. *Ecological Indicators*, **15**: 105-114.
- OLENIN S., MINCHIN D., DAUNYS D. (2007) - Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**: 379-394.
- TUNESI L. (2012) - Il ruolo della cartografia a supporto delle valutazioni integrate degli ecosistemi marini. *Biol. Mar. Mediterr.*, **19** (1): 66-78.
- TUNESI L., AGNESI S., DI NORA T., MO G. (2008) - La conservazione della biodiversità marina alla luce delle iniziative europee. *Biol. Mar. Mediterr.*, **15** (1): 463-472.

INTERVENTI PROGRAMMATI

G. BRESSAN, L. BABBINI¹, F. POROPAT²

Osservatorio Geofisico Sperimentale, Laboratori marini (OGS - BIOL),
Via Auguste Picard, 54 - 34151 Trieste, Italia.
gubressan@ogs.trieste.it

¹ISPRA, Roma, Italia.

²Shoreline (Area Science Park), Padriciano (TS), Italia.

**CORALLINALES DEL MAR MEDITERRANEO:
MAK – CHIAVE AD ACCESSO CASUALE,
DALLA CONOSCENZA ALLA CONSERVAZIONE**

***CORALLINALES OF THE MEDITERRANEAN SEA:
MAK – A MULTIPLE ACCESS KEY,
FROM KNOWLEDGE TO CONSERVATION***

Abstract - *Red calcareous algae (Rhodophyta, Corallinales) are important ecosystem engineers and major carbonate producers developing habitats with high species diversity over broad geographical and depth ranges. Their conservation value is recognized under different EU legislation and international conventions. For effective conservation, protection and management is essential a proper identification and characterization of the main species. The aim of this work is to present an electronic identification tool "Identi-Key" defined as Multiple Access Key (MAK) with an open structure similar to a real random access key. Together with the already developed and published Single Access Key it forms the "Corallinales Identification Integrated System".*

Key-words: *identification keys, red calcareous algae, conservation, Mediterranean Sea.*

Introduzione - Le alghe rosse calcaree (Rhodophyta, Corallinales) sono presenti in tutti i mari del mondo (Johansen, 1981; Steneck, 1986; Littler e Littler, 2011) dalle regioni calde, tropicali - temperate, a quelle fredde, polari - subpolari (Copeland *et al.*, 2011; Teichert *et al.*, 2013) in forme attualmente viventi, ma anche fossili (fin dal Cretaceo Inferiore) (Braga, 2011; Moissette *et al.*, 2013). La colonizzazione, nei diversi piani bionomici, va dai substrati solidi a quelli mobili e varia da forme incrostanti a forme erette, articolate o libere dal substrato e persino semiendofite in altre coralline (Steneck, 1986; Keats, 1995; Chamberlain, 1999; Couto *et al.*, 2011; Blouin e Lane, 2012; Woelkerling *et al.*, 2012). L'ampia capacità d'insediamento è in equilibrio con uno sviluppo morfogenetico lento (Martin *et al.*, 2006) che si manifesta con la deposizione di calcite ad alto contenuto di magnesio (high Mg-calcite) nelle pareti cellulari (Amado-Filho *et al.*, 2012; Hofmann *et al.*, 2013). La mineralizzazione della struttura anatomica e citologica che ne deriva, conferisce a queste alghe una notevole adattabilità all'ambiente e diversi vantaggi quali la protezione da animali pascolatori e perforanti oltre a una accresciuta resistenza all'azione delle onde attraverso un solido ancoraggio al substrato (Foster *et al.*, 1997). Le Corallinales rivestono quindi un ruolo ecologico rilevante, negli ecosistemi marini quali habitat *builders* e importanti *hot-spots* di biodiversità (Bressan *et al.*, 2001; Richards *et al.*, 2013; Fong e Paul, 2011; Riosmena-Rodriguez e Medina-López, 2011; Ragazzola *et al.*, 2012; Riera *et al.*, 2012; Teichert *et al.*, 2013): i letti a *mäerl*/rodoliti (Foster, 2001; Steller *et al.*, 2003; Basso *et al.*, 2012) e il coralligeno (Gordini *et al.*, 2011; Bonacorsi *et al.*, 2012; Curiel *et al.*, 2012) ne costituiscono l'esempio più caratteristico e importante. Il contributo alla produzione carbonatica e il loro ruolo nel ciclo biogeochimico del carbonio nei mari temperati e freddi (Büdenbender *et al.*, 2011; Cumani, 2011; Hetzinger *et al.*, 2011; Raven, 2011; Savini *et al.*, 2012; Teichert *et al.*, 2012, 2013), è ancora ampiamente sottostimato, ma non di meno importante e riconosciuto dalla letteratura specialistica (Tompkins, 2011; Hellemann, 2012). In particolare si

considera che le Corallinales siano fondamentali per il bilancio del carbonio e dei carbonati nelle acque costiere poco profonde temperate (Martin *et al.*, 2006; Basso, 2012). In realtà, l'ampia distribuzione spaziale, l'elevato potenziale di conservazione e l'inequivocabile significato ecologico fa sì che le Corallinales debbano essere considerate come uno strumento di indagine privilegiato, costituito da veri e propri "indicatori ecologici" (Kurt *et al.*, 2009; Halfar *et al.*, 2011; O'Reilly *et al.*, 2012) in grado di fornire informazioni dettagliate sull'evoluzione dell'ambiente nel medio-lungo periodo (Bittner *et al.*, 2011), persino a livello di ere come *palaeomarkers* (Bressan *et al.*, 2001; Abbey *et al.*, 2011; James e Bone, 2011; Johnson *et al.*, 2012; Moissette *et al.*, 2013). Ogni deduzione interpretativa deve essere però verificata alla luce di un'identificazione precisa, quanto mai necessaria, anche se talvolta impegnativa. Spesso una serie di difficoltà si frappone a un pronto riconoscimento a causa di fenomeni fenotipici di polimorfismo (variabilità intraspecifica), convergenza morfologica (variabilità interspecifica), variazioni morfometriche anche rilevanti (dal nanismo al gigantismo), resi ancora più complessi dalla natura "plastica" dei talli (vedi i "morfotipi" di Sciberras *et al.*, 2009), modificati dall'energia che il mezzo acquoso può imprimere ad es. sulla forma esterna (adattamento meccanomorfico) con variazioni di intensità e direzione dell'idrodinamismo, al regime sedimentario, ecc. (Basso, 1998).

Lo scopo del presente contributo è di presentare la messa a punto, critica, di una "chiave elettronica" del tipo Multi Access Key (MAK), pensata quale strumento di pronta, agevole, applicazione durante il processo logico di identificativo che superi almeno in parte le difficoltà nell'approccio tecnico-morfologico. Viene qui proposto da ultimo, di unire due tipi di chiavi complementari: "Identi-Key" (del tipo MAK) e "Glossario-Atlante" (del tipo SAK) in un unico complesso funzionale, elettronico, denominato "Corallinales Identification Integrated System".

Materiale e metodi - I caratteri tassonomici impiegati per strutturare la chiave elettronica sono stati ricavati dall'analisi di 383 *exiccata* depositati presso la Nova Collectio Corallinales di G. Bressan all'interno dell'Herbarium Universitatis Tergestinae (TSB) [<http://www2.units.it/biologia/Corallinales/Calcherb.html>] e da confronti con la letteratura scientifica specialistica (Irvine e Chamberlain, 1994; Bressan e Babbini, 2003). Considerata la natura implementabile della MAK, l'indagine è stata qui circoscritta a 46 specie più frequenti nel Mar Mediterraneo (Babbini e Bressan, 1997). Le specie studiate sono appartenenti alle famiglie: Corallinaceae (Corallinoideae, Lithophylloideae, Mastophoroideae), Hapalidiaceae (Choreonematoideae, Melobesioideae) e Sporolithaceae. I campioni sono stati esaminati a livello macro-(stereo)scopico, microscopico e submicroscopico (Leica Stereoscan 430i). Complessivamente sono state ricavate 658 immagini (Tab. 1), che hanno permesso l'individuazione di 181 caratteri diacritici con una media di 14,3 illustrazioni per ciascuna specie e 3,6 illustrazioni per carattere. Sulla base di questi caratteri è stata strutturata la chiave elettronica ad accesso casuale "IDenti-Key" (acronimo IDK) sviluppata sia in italiano che in inglese. L'archivio multimediale di immagini digitali ha permesso in alcuni casi di perseguire la tracciabilità dello studio attraverso la ricostruzione della sequenza di fasi di approfondimento nell'indagine morfologica. I caratteri sono stati raggruppati in funzione o dell'aspetto esterno (specie articolate, specie non articolate) distinti a loro volta in macroscopici o microscopici, oppure ancora in funzione della distribuzione (geografica o batimetrica).

Per strutturare la IDK-MAK, sono stati scelti caratteri diacritici combinabili a seconda della contingenza sperimentale. L'identificazione avviene, infatti, per intersezione d'insiemi aperti (Fig. 1) e porta in ogni caso a un risultato che va da una determinazione precisa e immediata, all'identificazione di un intorno di probabilità di determinazione tassonomica, dove possono essere individuate solo poche specie.

Tab. 1 - Quadro sinottico delle immagini impiegate nella strutturazione dell'IDK (MAK) attraverso disegni al tratto, macrofotografia / stereomacrofotografia, al microscopio ottico (MO) e al microscopio elettronico a scansione (SEM).

Overview of the images used in the development of IDK (MAK) through drawings, macrolstereomacro photographs, light microscopy (MO) and scanning electron microscopy (SEM) photographs.

Immagini:		al tratto	macrofoto	al MO	al SEM	Tot. riga
MACRO	Articolate	28	46	0	6	80
	non Articolate	39	108	2	29	178
micro	Articolate	12	0	1	11	24
	non Articolate	124	19	10	223	376
<i>Tot. colonna</i>		203	173	13	269	658

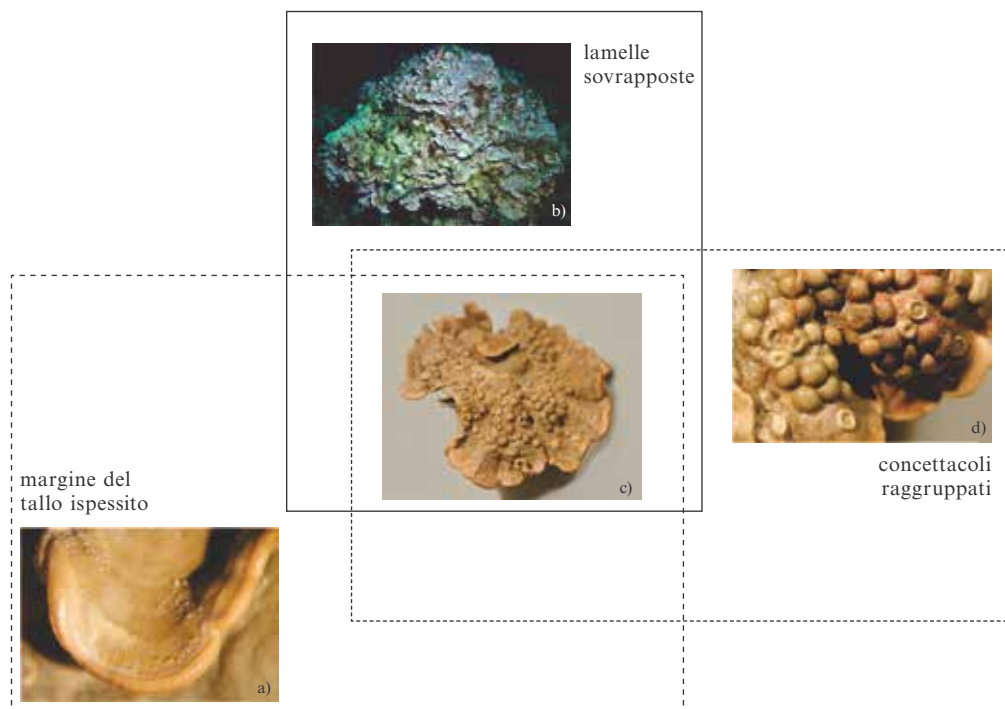


Fig. 1 - Rappresentazione di insiemi aperti di una identificazione per intersezione: a) particolare del margine ispessito di una lamella del tallo; b) lamelle sovrapposte su un campione in natura; c) concettacoli emisferici, densamente raggruppati; d) identificazione risultante: *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine.

*Representation of open sets for an identification through intersection process: a) detail of the thickened margin of a thallus lamella; b) superimposed lamellae on a specimen; c) hemispherical conceptacles, densely grouped; d) identification result: *Mesophyllum lichenoides* (Ellis) Lemoine.*

Le scelte informatiche che hanno guidato la progettazione della MAK si sono basate sull'adozione di soluzioni semplici, che non richiedano particolari installazioni o prodotti da acquistare; la possibilità di far girare il tutto sul maggior numero di piattaforme possibili; un'ottica di "Open source", con codice libero - non proprietario - depositato in Internet per essere accessibile, quindi disponibile, dal maggior

numero possibile di utenti. I dati sono in un semplice file ad indici, scritto in un file di testo txt. Il programma, sviluppato in HTML con delle funzioni in Javascript, può essere eseguito anche offline con un comune PC, Tablet o Smartphone. Il tutto si configura in modo tale che la ricerca funzioni in modo libero senza strutture limitanti o barriere sequenziali.

Discussione - La scelta dell'IDK (tipo MAK) è stata rivolta non soltanto a neofiti, ma anche e piuttosto a chi ricerca uno strumento in grado di fornire immediatezza di consultazione e precisione nell'identificazione delle Corallinales del Mediterraneo. L'“*IdentiKey*”, grazie alla struttura aperta, permette di operare scelte multiple, indipendentemente dal rango dei caratteri, liberamente considerati rispetto a influenze esterne, come in una vera e propria chiave ad accesso casuale in cui l'identificazione avviene in funzione di una “combinazione di caratteri” (chiave politetica). Un confronto attento, ricavato dalla comparazione metodologica tra MAK e SAK, fa emergere le peculiarità proprie di questi processi identificativi (Morse *et al.*, 1996), a partire dalle definizioni e continuando con alcuni dei principali aspetti logici, tecnici, applicativi, quali:

MAK – Multiple-Access Key – denominazione di processi logici identificativi, basata su tecniche di localizzazione di dati memorizzati in un sistema di computer, utilizzando i valori contenuti in due o più campi chiave separati (*multiple*) (Lapedes, 1978). Questo tipo di chiave è detta anche “random-access key”, “multi-entry key”, “polyclave” o, esaltandone l'aspetto matematico, “matrix key”, “tabular key”, “synoptic key”.

“**IdentiKey**” [IDK - IDenti-Key *multiple criteria*] chiave del tipo MAK, progettata e costruita sulla falsa riga di un “Identikit”, in cui i caratteri rilevati possono essere liberamente combinati per raggiungere l'identificazione attraverso un'analisi breve, mirata, efficiente.

Chiave a (multi) accesso casuale, in cui si può procedere liberamente, secondo un proprio criterio o convenienza, ritenuti utili per valutare l'elemento da identificare (Pankhurst, 1991; Winston, 1999), ad es. la possibilità di poter contare solo su un ridotto - parziale numero di caratteri tassonomici.

Analisi random dei caratteri in cui si procede liberamente, senza criteri predefiniti.

SAK – Single Access Key – denominazione di processi logici identificativi basati su “chiavi dicotomiche”, canoniche, tradizionali, dette anche “chiavi analitiche” o “chiavi sequenziali”; può presentarsi raramente “tricotomica” o “politomica”.

“**Chiave Glossario Atlante**” del tipo SAK, così denominata per il ruolo preponderante delle illustrazioni rispetto a un congruo numero di definizioni specifiche complementari. In un approccio morfologico, immagini accessorie possono contribuire all'approfondimento della conoscenza dei caratteri tassonomici.

Chiave dicotomica è organizzata in dilemmi, ovvero, coppie di affermazioni contrapposte, in cui l'indagine del campione avviene secondo sequenze di domande e risposte alternative, guidate, ben definite. L'assenza di un carattere durante il processo identificativo può impedire il coronamento dell'operazione di determinazione.

Antinomie semischematiche dei caratteri in cui si procede in parallelo, su due (o più) colonne, per facilitare il confronto diretto tra alternative possibili (Bressan e Babbini, 2003).

Scelte multiple in quanto si procede operando contemporaneamente sulla migliore intersezione di insiemi aperti di caratteri tassonomici (basata sull'AND).

Scelte libere perché l'assunzione di caratteri diacritici (quali e quanti) è interamente demandata all'utente, al suo grado di preparazione, qui considerato come un prerequisito essenziale.

Chiave politetica in cui si procede secondo molteplici linee di sviluppo, ad es. considerando al contempo la forma esterna del tallo, la presenza di concettacoli, l'ecologia, la distribuzione geografica, ecc.

Struttura aperta, espandibile, implementabile perché, trattandosi di "insiemi aperti" può essere aumentato sia il numero dei caratteri che il numero delle specie considerate, secondo la necessità contingente e/o l'opportunità. Questa chiave può essere facilmente aggiornata ad es. con specie di recente scoperta, o con caratteri diagnostici osservati grazie a nuove tecniche d'indagine.

Intersezione di insiemi logici aperti permette un adattamento continuo, libero, quali-quantitativo di complessi di caratteri tassonomici, all'organismo in questione.

Risposte non obbligate, ottimizzabili proprio in funzione dell'intersezione d'insiemi aperti. Ad es. nel caso in cui un carattere diacritico venga a mancare, si può ricorrere ad altri caratteri.

Identificazione per combinazione di caratteri di insiemi aperti in cui le scelte quantitative libere, sono a discrezione dello studioso stimolato così a ricercarne la migliore intersezione (e non imposte dall'autore della chiave).

Glossario canonico "accessorio" costituito da una tradizionale raccolta ordinata di termini scientifici specialistici ricorrenti nel testo, catalogati, forniti di relativa spiegazione e illustrati. Il glossario della MAK è precisamente mirato, immediato, pur senza venir meno all'efficacia.

Scelte singole che l'utente è chiamato ad operare dal momento che i caratteri vengono presentati in contrapposizione per facilitare il confronto mediante scelte seriali (basata sull'OR).

Scelte guidate perché la sequenza e la struttura delle operazioni di individuazione è pre-fissata dall'autore della chiave.

Chiave monotetica in cui si procede secondo una sola linea di sviluppo, ad es. inerente il tipo di ramificazione delle coralline articolate.

Struttura chiusa simile a quella delle più tradizionali chiavi dicotomiche; la rigidità della costruzione rende pressoché impossibile ogni aggiunta sia del numero di *taxa*, che del numero di caratteri diacritici presi in esame, che sia successiva alla rifinitura.

Analisi gerarchica dei caratteri illustrata, che va dal generale al particolare, da caratteri fenetici a caratteri genetici, in modo da improntare la formazione dell'utente a un'analisi ordinata, progressiva.

Risposte alternative, obbligate, attraverso la rassegna di una serie ordinata di caratteri, presentati in funzione della reperibilità e affidabilità, ma anche del livello informativo.

Identificazione di almeno un carattere diacritico che risulti discriminante rispetto all'insieme di caratteri considerati utili per l'identificazione tassonomica.

Glossario figurato "strumentale" perché viene impiegato per orientare le scelte che il processo identificativo comporta mediante un congruo numero di illustrazioni sia macroscopiche, che micro- o submicroscopiche. Data la struttura della SAK, questo glossario viene necessariamente percorso ogni qualvolta si proceda a una identificazione.

La complessità del polimorfismo intra-interspecifico dei talli di questi organismi dà luogo spesso a difficoltà di approccio già a livello macromorfologico, per cui risulta conveniente integrare tra loro i diversi approcci di studio in un unico quadro; così alla SAK, sperimentata fin dal 2009 (n. visitatori: 5125), è stata affiancata una MAK. Infatti l'esigenza ineludibile di una precisa identificazione delle specie oggetto del presente studio mira a non disperdere il cumulo di informazioni tassonomiche, biogeografiche, corologiche, ecologiche, fitogeografiche, ecc., sviluppate nel tempo, per non falsare eventuali conclusioni di elaborati successivi, utili soprattutto se applicativi. Questa considerazione è tanto più rilevante se si pensa alle Corallinales come oggetto di conservazione e di protezione dell'ambiente in cui queste alghe vivono (Henriques *et al.*, 2012; Piazzini *et al.*, 2012; Savini *et al.*, 2012) (Tab. 3).

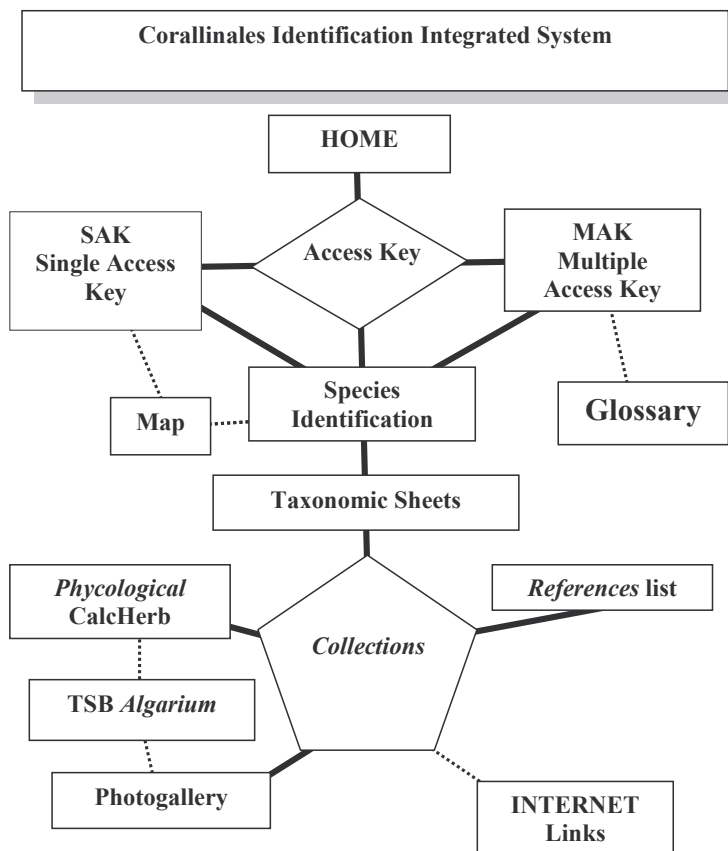
Conclusioni - La struttura stessa dello strumento MAK è progettata per rendere possibile un aggiornamento continuo rispetto a tutte le sue componenti, come ad esempio: numero di specie, numero di caratteri, le citazioni bibliografiche, la nomenclatura, ecc. Va considerato infine che l'IDentiKey, qui applicata in modo originale alle Corallinales, è una chiave che risulta essere particolarmente adatta sia a ricercatori, perché porta ad analisi rapide, dirette, efficaci, sia a neofiti, perché riccamente e dettagliatamente illustrata. Un'integrazione dei due tipi di chiavi, SAK e MAK, qui ritenuta opportuna, ha portato allo sviluppo di un unico complesso sistemico di guide e di data-base denominato *Corallinales Identification Integrated System* (C.I.I.S.) (<http://www2.units.it/biologia/Corallinales/home.html>). Le relazioni che collegano le diverse parti del C.I.I.S. sono di seguito riportate in una mappa concettuale/schema di flusso (Tab. 2) nell'intento di sottolineare l'approccio perseguito nel presente lavoro non solo nella fase progettuale, ma anche per indicare le vie d'accesso alle diverse parti di questo sistema e ricavarne il maggior frutto possibile.

Sotto il profilo pedagogico-applicativo, la natura di questa MAK si presta strumentalmente a diffondere una conoscenza delle Corallinales non esclusiva, perché riservata in qualche modo “agli addetti ai lavori”, ma volta a radicare una coscienza di conservazione in coloro che si affacciano per la prima volta a questi temi. Negli ultimi decenni, infatti, la comunità internazionale ha redatto alcuni riferimenti normativi più o meno vincolanti, persino “disposti di legge”, (vedi Tab. 3) per poter perseguire obiettivi di protezione che rispondano a determinati criteri come quelli riferiti ad es. agli Habitat circa: la “*vulnerabilità*” intesa quale capacità dell'Habitat di conservare la sua struttura e le sue funzioni; il “*valore naturalistico*” inerente al patrimonio di Habitat nazionale e regionale; la “*rarietà*”, considerata in termini di distribuzione di frequenza di presenza nel Mediterraneo; il “*valore paesaggistico*” per la rilevanza ambientale come anche per il “*valore economico*” inteso come valore commerciale, per la ricchezza di specie sfruttate, per l'importanza nella rete trofica e per la fruizione turistica. A proposito di questi riferimenti normativi, si può notare in un quadro sinottico (Tab. 3) una progressiva tensione alla conservazione che va dalle singole “specie”, quali: *Lithophyllum byssoides* (Lamarck) Foslie (synon. *Lithophyllum lichenoides*), *Titanoderma trochanter* (Bory) Benhissoune *et al.* (synon. *Lithophyllum trochanter*), *Tenarea tortuosa* (Esper) Lemoine, *Titanoderma ramosissimum* (Heydrich) Bressan & Cabioch (synon. *Goniolithon byssoides*); alle “singole specie e relative formazioni”, quali: *Lithothamnion corallioides* (P. & H. Crouan) P. & H. Crouan, *Phymatolithon calcareum* (Pallas) Adey & McKibbin, costituenti fondamentali del määrl, per poi estendere questa attenzione a “formazioni”, quali: i *trottoirs* à *Lithophyllum byssoides* e vermetidi e ai fondi del coralligeno come anche via via a “popolamenti” - “habitat”, quali: i *bourrelets* à *Corallina elongata* e gli *encorbellement* à *Lithophyllum byssoides* (vedi colonne della Tab. 3). Questa crescente maggiore estensione dell'attenzione normativa dalla conservazione di singole “specie”, ai

“popolamenti”, agli “habitat” testimonia una sempre maggiore coscienza del problema, nella sua entità (vedi righe della Tab. 3). Va sottolineata allora la necessità di un impegno politico-scientifico delle istituzioni nazionali-internazionali affinché l’obiettivo conservazionistico delle Corallinales sia inteso non solo come inderogabile, ma soprattutto come prioritario, in considerazione del loro lento sviluppo, dell’ampia distribuzione spaziale, dell’elevato potenziale di conservazione, dell’inequivocabile significato ecologico delle comunità bentoniche a esse associate (Buenau *et al.*, 2012). In ultima analisi, al di là dell’aspetto tecnico, mirato soprattutto a un censimento attuale di questo patrimonio naturale, è necessario un impegno giuridico, suffragato da fondate conoscenze scientifiche di base, che sia volto a istituire adeguate restrizioni ed eventuali sanzioni coercitive.

Tab. 2 - Lo schema di flusso rappresenta qui anche la mappa concettuale del Corallinales Identification Integrated System in cui si nota che *Species Identification* e *Taxonomic Sheets* costituiscono l’obiettivo primo del sistema. All’identificazione si può pervenire o dalla SAK o dalla MAK. Le *Phycological Collections* (*Algarium*, *Photogallery* e *References List*) rappresentano gli elementi di un corollario mirato a facilitare il confronto diagnostico su più ampia scala, così pure i *Links* a Internet.

The flow chart here represented is also the conceptual map of Corallinales Integrated Identification System in which Species and Taxonomic Sheets are the primary aim of the system. The identification is reached through SAK or MAK. The Phycological Collections (Algarium, Photogallery and References List) as well as Internet Links represent the elements of a corollary designed to facilitate the comparison diagnosis on a larger scale.



Per porre l'accento sugli aspetti propositivi, focali, di questo contributo, vanno considerati in primo piano: a) l'implementabilità continua della MAK, sia in termini di numero di specie, che di numero di caratteri tassonomici; b) l'adattabilità della MAK all'ambiente in termini spazio/temporali; c) un'efficace-efficiente applicabilità del disposto normativo-legislativo in atto, attraverso un continuo adeguamento alle necessità contingenti dell'ambiente marino.

Tab. 3 - Quadro sinottico delle norme per la conservazione di Corallinales del Mar Mediterraneo applicate a: Specie, Formazioni / Paesaggi, Popolamenti, Habitat.

Overview of the standards for the conservation of the Mediterranean Sea Corallinales applied to: Species, Formations / Seascapes, Populations, Habitats.

		Specie	Formazioni - Paesaggi	Popolamenti	Habitat _{former}
1979	Convenzione di Berna	●			
1992/1997	Direttiva Habitat CE 92/43	●			○
1998	Convenzione di Barcellona	●			●
2006	Regolamento Pesca CE 1967/2006				●
1990/2012	Livre Rouge	●	●	●	●

● = valore non giuridico – “raccomandazione” ○ = attività di reporting
 ● = valore giuridico

Bibliografia

- ABBEY E., WEBSTER J.M., BRAGA J.C., SUGIHARA K., WALLACE C., IRYU Y., POTTS D., DONE T., CAMOIN G., SEARD C. (2011) - Variation in deglacial corallgal assemblages and their paleoenvironmental significance: IODP Expedition 310, “Tahiti Sea Level”. *Global Planet. Change*, **76** (1): 1-15.
- AMADO-FILHO G.M., MOURA R.L., BASTOS A.C., SALGADO L.T., SUMIDA P.Y., GUTH A.Z., FRANCINI-FILHO R.B., PEREIRA-FILHO G.H., ABRANTES D.P., BRASILEIRO P.S., BAHIA R.G., LEAL R.N., KAUFMAN L., KLEYPAS J.A., FARINA M., THOMPSON F.L. - (2012) - Rhodolith Beds Are Major CaCO₃ Bio-Factories in the Tropical South West Atlantic. *PLoS ONE*, **7** (4), doi:10.1371/journal.pone.0035171.
- BABBINI L., BRESSAN G. (1997) - Recensement des Corallinacées de la Mer Méditerranée et considérations phytogéographiques. *Bibliotheca Phycologica*, **103**: 421 pp.
- BASSO D. (1998) - Deep rhodolith distribution in the Pontian Islands, Italy: a model for the paleoecology of a temperate sea. *Palaeogeogr. Palaeoecol.*, **137** (1): 173-187.
- BASSO D. (2012) - Carbonate production by calcareous red algae and global change. *Geodiversitas*, **34** (1): 13-33.
- BASSO D., QUARANTA F., VANNUCCI G., PIAZZA M. (2012) - Quantification of the coralline carbonate from a Serravallian rhodolith bed of the Tertiary Piedmont Basin (Stazzano, Alessandria, NW Italy). *Geodiversitas*, **34** (1): 137-149.

- BITTNER L., PAYRI C.E., MANEVELDT G.W., COULOUX A., CRUAUD C., DE REVIERS B., LE GALL L. (2011) - Evolutionary history of the Corallinales (Corallinophycidae, Rhodophyta) inferred from nuclear, plastidial and mitochondrial genomes. *Mol. Phylogenet. Evol.*, **61** (3): 697-713.
- BLOUIN N.A., LANE C.E. (2012) - Red algal parasites: Models for a life history evolution that leaves photosynthesis behind again and again. *BioEssays*, **34** (3): 226-235.
- BONACORSI M., PERGENT-MARTINI C., CLABAUT P., PERGENT G. (2012) - Coralligenous "atolls": discovery of a new morphotype in the Western Mediterranean Sea. *Comptes Rendus Biologies*, **335** (10-11): 668-672.
- BRAGA J.C. (2011) - Fossil Coralline Algae. In: Hopley D. (ed), *Encyclopedia of Modern Coral Reefs. Structure, Form and Process*. Springer, Netherlands: 423-427.
- BRESSAN G., BABBINI L. (eds) (2003) - Corallinales del Mar Mediterraneo: guida alla determinazione. *Biol. Mar. Mediterr.*, **10** (Suppl. 2): 237 pp.
- BRESSAN G., BABBINI L., GHIRARDELLI L., BASSO D. (2001) - Bio-costruzione e bio-distruzione di Corallinales nel Mar Mediterraneo. *Biol. Mar. Mediterr.*, **8** (1): 131-174.
- BÜDENBENDER J., RIEBESELL U., FORM A. (2011) - Calcification of the Arctic coralline red algae *Lithothamnion glaciale* in response to elevated CO₂. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **441**: 79-87.
- BUENAU K.E., PRICE N.N., NISBET R.M. (2012) - Size dependence, facilitation, and microhabitats mediate space competition between coral and crustose coralline algae in a spatially explicit model. *Ecol. Model.*, **237-238**: 23-33.
- CHAMBERLAIN Y.M. (1999) - The occurrence of *Ezo epiyessoense* Adey, Masaki & Akioka (Rhodophyta, Corallinaceae) in England with a summary of parasitism and endophytism in nongeniculate Corallinaceae. *Cryptogamie Algol.*, **20** (3): 155-165.
- COPELAND A., EDINGER E., DEVILLERS R., BELL T., LEBLANC P., WROBLEWSKI J. (2011) - Marine habitat mapping in support of Marine Protected Area management in a subarctic fjord: Gilbert Bay, Labrador, Canada. *J. Coast. Conserv.*, **17**: 225-237.
- COUTO R.P., ROSAS-ALQUICIRA E.F., RODRIGUES A.S., NETO A.I. (2011) - *Choreonema thuretii* and *Pneophyllum confervicola* (Corallinales, Rhodophyta), new records of coralline algae for the Azores. *Cryptogamie Algol.*, **32** (3): 293-299.
- CUMANI F. (2011) - *Fisiologia della calcificazione nelle corallinaceae (Rhodophyta): effetti dell'oceano acidification su Lithophyllum incrustans Philippi*. Tesi di Dottorato, Università degli Studi di Trieste.
- CURIEL D., FALACE A., BANDELJ V., KALEB S., SOLIDORO C., BALLESTEROS E. (2012) - Species composition and spatial variability of macroalgal assemblages on biogenic reefs in the northern Adriatic Sea. *Bot. Mar.*, **55** (6): 625-638.
- FONG P., PAUL V.J. (2011) - Coral Reef Algae. In: Dubinsky Z., Stambler N. (eds), *Coral Reefs: an ecosystem in transition*. Springer: 241-272.
- FOSTER M.S. (2001) - Rhodoliths: between rocks and soft places. *J. Phycol.*, **37**: 659-667.
- FOSTER M.S., RIOSMENA-RODRIGUEZ R., STELLER D.L., WOELKERLING W.J. (1997) - Living rhodolith beds in the Gulf of California and their implications for paleoenvironmental interpretation. *Geol. Soc. Am. Special Papers*, **318**: 127-139.
- GORDINI E., FALACE A., KALEB S., DONDA F., MAROCCO R., TUNIS G. (2011) - Methane-related carbonate cementation of marine sediments and related macroalgal coralligenous assemblages in the Northern Adriatic Sea. In: Harris P.T., Baker E.K. (eds), *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat. GeoHAB Atlas of Seafloor Geomorphic Features and Benthic Habitats*. Elsevier: 185-200.
- HALFAR J., HETZINGER S., ADEY W., ZACK T., GAMBOA G., KUNZ B., WILLIAMS B., JACOB D.E. (2011) - Coralline algal growth-increment widths archive North Atlantic climate variability. *Palaeogeogr. Palaeocl.*, **302** (1): 71-80.
- HELLEMANN D. (2012) - *Effects of warming and ocean acidification on calcification and photosynthesis of Arctic coralline red algae under summer light conditions*. Doctoral dissertation, Christian-Albrechts-Universität.
- HENRIQUES M.C., VILLAS-BOAS A., RODRIGUEZ R.R., FIGUEIREDO M.A. (2012) - New records of rhodolith-forming species (Corallinales, Rhodophyta) from deep water in Espírito Santo State, Brazil. *Helgoland Mar. Res.*, **66** (2): 219-231.
- HETZINGER S., HALFAR J., ZACK T., GAMBOA G., JACOB D.E., KUNZ B.E., KRONZ A., ADEY W., LEBEDNIK P.A., STENECK R.S. (2011) - High-resolution analysis of trace elements

- in crustose coralline algae from the North Atlantic and North Pacific by laser ablation ICP-MS. *Palaeogeogr. Palaeocl.*, **302** (1): 81-94.
- HOFMANN L.C., STRAUB S., BISCHOF K. (2013) - Elevated CO₂ levels affect the activity of nitrate reductase and carbonic anhydrase in the calcifying rhodophyte *Corallina officinalis*. *J. Exp. Bot.*, **64** (4): 899-908.
- IRVINE L.M., CHAMBERLAIN Y.M. (1994) - *Seaweeds of the British Isles. Rhodophyta*. Natural History Museum, London: 276 pp.
- JAMES N.P., BONE Y. (2011) - *Neritic Carbonate Sediments in a Temperate Realm. Southern Australia*. Springer: 254 pp.
- JOHANSEN H.W. (1981) - *Coralline algae, a first synthesis*. CRC Press, Boca Raton, Florida (USA): 239 pp.
- JOHNSON M.E., BAARLI B.G., CACHÃO M., DA SILVA C.M., LEDESMA-VÁZQUEZ J., MAYORAL E.J., RAMALHO R.S., SANTOS A. (2012) - Rhodoliths, uniformitarianism, and Darwin: Pleistocene and Recent carbonate deposits in the Cape Verde and Canary archipelagos. *Palaeogeogr. Palaeocl.*, **329**: 83-100.
- KEATS D.W. (1995) - *Lithophyllum cuneatum* sp. nov. (Corallinaceae, Rhodophyta), a new species of non-geniculate coralline alga semi-endophytic in *Hydrolithon onkodes* and *Neogoniolithon* sp. from Fiji, South Pacific. *Phycological Research*, **43** (3): 151-160.
- KURT O., BABBINI L., CODOGNO M., BRESSAN G. (2009) - The Corallinales (Rhodophyta) along the Aegean coasts of Turkey as bioindicators of climatic seasonal patterns. *Fresen. Environ. Bull.*, **18** (3): 311-319.
- LAPÉDES D.N. (1978) - *McGraw-Hill dictionary of scientific and technical terms*. McGraw-Hill: 1849 pp.
- LITTLER M.M., LITTLER D.S. (2011) - Algae, Coralline. In: Hopley D. (ed), *Encyclopedia of Modern Coral Reefs. Structure, Form and Process*. Springer, Netherlands: 20-30.
- MARTIN S., CASTETS M.D., CLAVIER J. (2006) - Primary production, respiration and calcification of the temperate free-living coralline alga *Lithothamnion corallioides*. *Aquat. Bot.*, **85** (2): 121-128.
- MOISSETTE P., KOSKERIDOU E., CORNEE J.J., ANDRE J.P. (2013) - Fossil assemblages associated with submerged beachrock beds as indicators of environmental changes in terrigenous sediments: Examples from the Gelasian (Early Pleistocene) of Rhodes, Greece. *Palaeogeogr. Palaeocl.*, **369**: 14-27.
- MORSE D.R., TARDIVEL G.M., SPICER J. (1996) - *A Comparison of the Effectiveness of a Dichotomous Key and a Multi-Access Key to Woodlice*. Technical report. University of Kent, Canterbury, UK: 11 pp.
- O'REILLY S.S., HURLEY S., COLEMAN N., MONTEYS X., SZPAK M., O'DWYER T., KELLEHER B.P. (2012) - Chemical and physical features of living and non-living maërl rhodoliths. *Aquat. Biol.*, **15**: 215-224.
- PANKHURST R.J. (1991) - *Practical taxonomic computing*. Cambridge University Press: 202 pp.
- PIAZZI L., GENNARO P., BALATA D. (2012) - Threats to macroalgal coralligenous assemblages in the Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, **64** (12): 2623-2629.
- RAGAZZOLA F., FOSTER L.C., FORM A., ANDERSON P.S.L., HANSTEEN T.H., FIETZKE J. (2012) - Ocean acidification weakens the structural integrity of coralline algae. *Glob. Change Biol.*, **18** (9): 2804-2812.
- RAVEN J.A. (2011) - Effects on marine algae of changed seawater chemistry with increasing atmospheric CO₂. *Biology & Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, **111** (1): 1-17.
- RICHARDS Z.T., BRYCE M., BRYCE C. (2013) - New records of atypical coral reef habitat in the Kimberley, Australia. *J. Mar. Biol.*, doi:10.1155/2013/363894.
- RIERA R., DELGADO J.D., RODRÍGUEZ M., MONTERROSO Ó., RAMOS E. (2012) - Macrofaunal communities of threatened subtidal maërl seabeds on Tenerife (Canary Islands, north-east Atlantic Ocean) in summer. *Acta Oceanol. Sin.*, **31** (1): 98-105.
- RIOSMENA-RODRIGUEZ R., MEDINA-LÓPEZ M.A. (2011) - The Role of Rhodolith Beds in the Recruitment of Invertebrate Species from the Southwestern Gulf of California, Mexico. In: Seckbach J., Einav R., Israel A. (eds), *Seaweeds and their Role in Globally Changing Environments*. Springer: 127-138.
- SAVINI A., BASSO D., BRACCHI V.A., CORSELLI C., PENNETTA M. (2012) - Maërl-bed mapping and carbonate quantification on submerged terraces offshore the Cilento Peninsula (Tyrrhenian Sea, Italy). *Geodiversitas*, **34** (1): 77-98.

- SCIBERRAS M., RIZZO M., MIFSUD J.R., CAMILLERI K., BORG J.A., LANFRANCO E., SCHEMBRI P.J. (2009) - Habitat structure and biological characteristics of a maërl bed off the northeastern coast of the Maltese Islands (central Mediterranean). *Mar. Biodiv.*, **39**: 251-264.
- STELLER D.L., RIOSMENA-RODRÍGUEZ R., FOSTER M.S., ROBERTS C.A. (2003) - Rhodolith bed diversity in the Gulf of California: the importance of rhodolith structure and consequences of disturbances. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **13**: S5-S20.
- STENECK R.S. (1986) - The ecology of coralline algal crusts: convergent patterns and adaptive strategies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **17**: 273-303.
- TEICHERT S., WOELKERLING W., RÜGGERBERG A., WISSHAK M., PIEPENBURG D., MEYERHÖFER M., FORM A., BÜDENBENDER J., FREIWALD A. (2012) - Rhodolith beds (Corallinales, Rhodophyta) and their physical and biological environment at 80°31'N in Nordkappbukta (Nordaustlandet, Svalbard Archipelago, Norway). *Phycologia*, **51** (4): 371-390.
- TEICHERT S., WOELKERLING W., RÜGGERBERG A., WISSHAK M., PIEPENBURG D., MEYERHÖFER M., FORM A., FREIWALD A. (2013) - Arctic rhodolith beds and their environmental controls (Spitsbergen, Norway). *Facies*, doi: 10.1007/s10347-013-0372-2.
- TOMPKINS P.A. (2011) - *Distribution, growth, and disturbance of Catalina Island rhodoliths*. Master's Theses. Paper 4077.
- WINSTON J.E. (1999) - *Describing species: practical taxonomic procedure for biologists*. Columbia University Press: 523 pp.
- WOELKERLING W.J., BASSI D., IRYU Y. (2012) - *Hydrolithon braganum* sp. nov. (Corallinaceae, Rhodophyta), the first known exclusively fossil semi-endophytic coralline red alga. *Phycologia*, **51** (6): 604-611.

C. CAROPPO, I. BUTTINO¹, E. CAMATTI², G. CARUSO³, R. DE ANGELIS⁴, C. FACCA⁵,
F. GIOVANARDI⁴, L. LAZZARA⁶, O. MANGONI⁷, E. MAGALETTI⁴

Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto per l'Ambiente Marino Costiero,
Via Roma, 3 - 74121 Taranto, Italia.
carmela.caroppo@iamc.cnr.it

¹ISPRA, Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.

²CNR-ISMAR, Castello, 1364/b - 30122 Venezia, Italia.

³CNR-IAMC, Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.

⁴ISPRA, Via V. Brancati, 48 - 00144 Roma, Italia.

⁵DAIS, Università Ca' Foscari, Calle Larga S. Marta, 2137 - 30123 Venezia, Italia.

⁶Dip. Biol. Evol., Università di Firenze, Via Micheli, 1 - 50121 Firenze, Italia.

⁷Dip. Biologia, Università Federico II, Via Mezzocannone, 8 - 80134 Napoli, Italia.

STATE OF THE ART AND PERSPECTIVES ON THE USE OF PLANKTONIC COMMUNITIES AS INDICATORS OF ENVIRONMENTAL STATUS IN RELATION TO THE EU MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE

STATO DELL'ARTE E PROSPETTIVE NELL'UTILIZZO DELLE COMUNITÀ PLANCTONICHE COME INDICATORI DI STATO AMBIENTALE SECONDO LA DIRETTIVA QUADRO EUROPEA SULLA STRATEGIA MARINA

Abstract - Planktonic communities hold a relevant role in the framework of the EU Marine Strategy Framework Directive. This paper summarizes the current state of art in the use of plankton as indicator for the assessment of the environmental status of marine environments, contributing to the discussion of new perspectives in its application for the implementation of the Directive.

Key-words: bacteria, phytoplankton, zooplankton, Marine Strategy Framework Directive.

Introduction - The Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC, hereafter MSFD) has been developed with the overall aim of promoting sustainable use of the seas and conserving marine ecosystems. It represents the response to concerns that existing legislation for the protection of the sea from some specific impacts was too sectorial and fragmented. In the MSFD there is recognition that the diverse conditions, problems and needs of the various marine regions or subregions in the Community require different and specific solutions. Member States (MS) are therefore working on the 'building blocks' leading to the preparation and planning of measures to achieve Good Environmental Status (GES) at the level of marine regions or subregions. The 'building blocks' of the MSFD are: i) the assessment of essential features and characteristics, and of predominant pressures and impacts; ii) the determination of GES for 11 qualitative descriptors by using a set of criteria and indicators; iii) the establishment of Environmental Targets and associated indicators so as to guide progress towards achieving GES in the marine environment; iv) the establishment and implementation of coordinated monitoring programmes for the ongoing assessment of the environmental status of their marine waters. Planktonic communities need to be taken into consideration in different descriptors of the MSFD, namely D1 (Biological Diversity), D4 (Food Webs) and D5 (Eutrophication). In this paper we refer only on Biological Diversity and Eutrophication.

The EU Reporting of the initial assessment (Art. 8 of MSFD) has been carried out by each MS at the level of 'assessment areas' (AAs). In our national report to the EU, AAs were slight different for the two descriptors and for Microbial Pathogens, in relation to the available data referred to the period 2007-2011. For each AA an

analysis of pressures, impacts and activities was carried out, according to the DPSIR procedure.

Substantial work is still needed to clearly define the use of planktonic communities as indicators for the assessment of GES due to the lack of data with adequate spatial and temporal coverage and lack of established methods at the regional and/or subregional level. The aim of this paper is to describe the potential use of planktonic communities as indicators of environmental status and the perspectives to better define the functionality of the ecosystem and its quality conditions.

Phytoplankton

Phytoplankton biomass, mainly in terms of chlorophyll *a* concentrations, was used as an indicator of trophic conditions already in the 1960s. Later on, the need of assessing trophic status of aquatic ecosystems became a priority worldwide due to the serious impacts caused by eutrophication phenomena. Chlorophyll *a* concentration became the most commonly and routinely used indicator of trophic conditions, being easily measurable and well-correlated with nutrient enrichment (i.e. Ferreira *et al.*, 2011 and references therein). The Water Framework Directive (WFD - Directive 2000/60/EC) and the marine conventions (OSPAR, HELCOM and Barcelona Convention) require the use of phytoplankton to assess water quality, and promoted and addressed several approaches on the use of various metrics beyond chlorophyll concentration, such as cell abundance, biomass as carbon content, cell size, diversity, etc. (Facca *et al.*, 2011; Lugoli *et al.*, 2012; Garmendia *et al.*, 2013). The WFD, in particular, explicitly requires the assessment of ecological status of coastal and transitional waters based on the Biological Quality Element (BQE) 'Phytoplankton', which is considered in terms of abundance and species composition. The EU and MS have set up intercalibration exercises of BQEs within the WFD (MED-GIG), in order to achieve a coherent approach in the classification of environmental quality among Mediterranean countries. So far, we did not reach a consensus for coherent and shared view at the Mediterranean level for the BQE 'Phytoplankton'. Most of the countries' proposals use only chlorophyll concentrations and/or bloom frequency and the main weakness is related to the lack of reliable taxonomic information useful for the description of community composition and of diversity index calculation. Some interesting results were achieved in the area with a good expertise in taxonomic studies (Facca *et al.*, 2011; Bazzoni *et al.*, 2013), but further work is needed and a Commission Decision on this specific BQE is expected by 2015 after the completion of a third intercalibration exercise. MSFD and WFD have comparable objectives and some significant areas of overlapping (i.e. in relation to eutrophication and ecological quality) but they have different approaches: WFD bases the overall status on the worst result among the four BQE (one-out-all-out approach), whereas the MSFD approach is more holistic and aware of the role of functional aspects (cfr. <http://archive.defra.gov.uk/environment/marine/documents/legislation/msfd-factsheet1-waterdirective.pdf>).

Likewise, although phytoplankton could be considered as an indicator for the evaluation of GES in several MSFD Descriptors (cfr. Commission Decision 2010/477/EU), a quantitative approach on how such indicator contributes to the definition of GES has yet to be determined and is expected to be finalized by 2018. In order to achieve that, it has been proposed to combine chlorophyll *a* measurements with the study of shifts in community composition (relative abundance of diatoms, flagellates, dinoflagellates, etc.) and possibly the presence of harmful species correlated to nutrient enrichments or other anthropogenic pressures. The compelling requirements of bio-monitoring (high frequency, large scale and long time series) could be highly

facilitated by optical detection of blooms both through remote and *in situ*, active and passive measurements (Zampoukas *et al.*, 2012) as they allow not just bulk assessment, but also functional types discrimination.

The use of sea water bio-optical properties both *in situ* measured and remotely sensed has been stated since decades as a powerful tool for phytoplankton distribution assessment. Recently the high spatial extension and temporal follow-up of remotely sensed data has been used also for water quality classification and with operative purposes. The reliability of monitoring through ocean color remote sensing is strictly dependent on locally validated algorithms, such as the one available for the Mediterranean Sea (Volpe *et al.*, 2012). Thus optical Remote Sensing (RS) and surveys are really complementary and *in situ* measurements are required for optical components determination (Lapucci *et al.*, 2012) as well as for optical properties, like absorption and fluorescence (Massi and Lazzara, 2010).

Spectral variations of sea water Optical Properties such as reflectance, absorption, backscattering and fluorescence can lead to the assessment of several “ocean color products” not just chlorophyll concentrations (CHL), but also of total suspended matter (TSM), water transparency (vertical diffuse attenuation coefficient K_d) and colored dissolved organic matter (CDOM) (Maselli *et al.*, 2009). In fact, sea water optical components concentrations of CHL, CDOM, TSM can be obtained through inversion algorithms from sea-water Apparent Optical Properties (AOPs).

These are measured by optical sensors which can also be carried by autonomous devices (gliders, Argo floats), dispensable profilers and miniaturized systems (Xing *et al.*, 2011; Nourisson *et al.*, 2013) as part of monitoring programs of regional waters (Zampoukas *et al.*, 2012). Further basic indicators of eutrophication, such as primary production, phytoplankton blooms and composition (Ferreira *et al.*, 2011) can also be achieved through optical RS. Estimates of integrated primary production are extensively attained through the application to remote sensed data of bio-optical models (Lazzara *et al.*, 2010; Uitz *et al.*, 2012). Statistical metrics (phase, duration, frequency) of phytoplankton blooms is accessible from ocean color RS for eutrophication as well as for pelagic ecology and food web studies (Platt and Sathyendranath, 2008). Also, four to five phytoplankton functional types and three size classes have been detected from satellite at the global scale with increasing success (Nair *et al.*, 2008), but still difficulties must be overcome in optically complex coastal waters and at the regional scale. Finally, the detection and monitoring of harmful blooms and of toxic species such as *Karenia brevis* has been obtained with use of optical RS (Stumpf *et al.*, 2009).

In recent years, HPLC has been used to estimate phytoplankton composition by identifying photosynthetic pigments and include rapid turnover and reproducible results (Wright *et al.*, 1996; Jeffrey *et al.*, 1997). The method is based on analysis of accessory pigments, in addition to chlorophyll *a* (Chl *a*) or the modified divinyl-Chl *a* found in all phytoplankton species, and that some of these accessory pigments are specific for the individual phytoplankton groups (Millie *et al.*, 1997; Wright and Jeffrey, 2006; Brunet and Mangoni, 2010; Mangoni *et al.*, 2011). The few HPLC-based studies performed on phytoplankton size fractions revealing that this approach can provide insights into the taxonomic diversity and the physiological state of the small phytoplankton groups, which are normally unrecognizable by light microscopy and are often difficult to preserve (Andersen *et al.*, 1996; Anstegui *et al.*, 2003).

Other indicators have recently been proposed to evaluate the potential of the use of phytoplankton as indicator to discriminate between pristine and disturbed marine systems, and that are based both on size structure and functional attributes (autotrophs vs. heterotrophs) (see Garmendia *et al.*, 2013 for a review).

Zooplankton

The response of zooplankton to environmental conditions is of particular interest due to the central role that this group occupies as a trophic link between planktonic primary producers and larger consumers. Any variation in zooplanktonic biomass has implications on biogeochemical cycling, trophodynamics, fisheries and ecosystems services (e.g. target organisms are important trophic links to many commercially and recreationally important species).

It is well known that zooplankton composition and abundance are influenced by the water masses properties and in coastal as well as pelagic environments, changes in communities structure can indicate potential damages induced by natural or anthropogenic impact. In fact, during the last decades, zooplankton communities in different areas underwent a substantial transformation, including changes in abundance and phenology in the majority of the species, increase of smaller species, etc. (Hays *et al.*, 2005; Conversi *et al.*, 2010).

In general, there is an uniformity in zooplankton communities structure with seasonal changes of peculiar species association. The persistence of recurrent patterns in species distribution makes it very unlikely that a purely stochastic process drives the plankton community structure (Kruk *et al.*, 2002). Nevertheless, the zooplankton community is characterized by a pronounced degree of unpredictability that hinders the definition of the “baselines” necessary to identify a “Threshold Value” for the definition of GES of the marine environment.

More information on the zooplankton communities, including the species composition/distribution and seasonal/geographical variability, can provide a relevant contribution to the definition of GES for various Marine Strategy Framework Directive (MSFD) Descriptors. GES zooplankton indicators can be classified into different categories ranging from rather reductionistic to holistic indicators that integrate a broad range of environmental information (Burkhard *et al.*, 2008) and are more generally related to the concepts of ecosystem health and integrity. For example: i) indicators based on the abundance of selected species (direct measurement); ii) indicators based on matching species and samples, commonly in use to define species-sample and relation between different classes of organisms or recurrent groups, site or season (e.g. Recurrent group analysis – RGA, Correspondence analysis – CA, etc); iii) indicators based on ecosystem composition and structure (the very commonly calculated Shannon-Wiener index, more sensitive to rare species, or the Simpson’s index that puts weight on the common species).

Recently, a species-level approach has been recommended for plankton studies. Such an approach is aimed to improve the understanding of community dynamics and biological interactions, and to the developing of predictive modeling capability (Marine Zooplankton Colloquium 2, 2001).

Comparative ecosystem responses among contiguous ecosystems can reveal whether common, large-scale forcing drives common ecosystem responses (Alheit *et al.*, 2005). Common indicator/parameter set, based on a broad enough common conceptual ground, allow to cover multiple aspects of the ecosystems. In this context the Long Term Ecological Research (LTER) represents a worldwide efforts to better understand the modes of zooplankton populations and community structure and the evolution at different temporal scales (Mirtl *et al.*, 2009). This comprises the study of their structure, functions, and response to environmental, societal and economic drivers as well as the development of management options.

In the Mediterranean Sea, within the LTER network, five ongoing time-series are monitoring the pelagic system in neritic zones, i.e. in the Balearic Sea (Fernandez de Puelles *et al.*, 2003), Ligurian Sea (Licandro *et al.*, 2006), Tyrrhenian Sea (Ribera

d'Alcalà *et al.*, 2004), the Adriatic Sea (Kamburska and Fonda-Umani, 2006; Bernardi Aubry *et al.*, 2012) and in the Gulf of Naples (Mazzocchi *et al.*, 2011). However, the data collected resulted to be quite heterogeneous. This could be due not only to the fact that the study covers different eco-domains with wide range of different habitats, but also to the choice of the LTER sites that was based on different motivation and thus, the measurements taken, are heterogeneous too. To define the GES indicators related to the zooplankton descriptor, representative for a certain phenomenon or sensitive to distinct changes, such as climatic-oceanographic and anthropogenic changes, and to establish and implement the future monitoring programs, an harmonization of strategies and coordinated methods along different AAs are recommended.

Bacteria

Within the MSFD, the bacterial component which represents the lower level of the trophic web, is still a matter of scientific debate. Indeed, the sole reference to bacteria in the MSFD is in terms of microbial pathogens, whose introduction is responsible for biological disturbance in the marine environment.

In the current reporting sheet on the Microbial pathogens, a methodology based on data existing under other UE Directives and National laws has been used. However, only data on faecal contamination has been taken into account, considering only intestinal enterococci and *Escherichia coli*, both recognised as the main indicators of sewage pollution. A description of the main pathogens, their spatial distribution, variation in intensity and temporal trends, are used to assess the level of pressure. The impact analysis has not been completed, since data are not yet available. It will be carried out with a description of the impacts of microbial pathogens on the marine environment (e.g mortality of biota, shifts in community structure) and main habitats and functional groups affected. Finally, in the analysis of activities, a priority list and a description of main activities according to their contribution to pressures is given.

In a future MSFD revision, there may be the opportunity of incorporating criteria and indicators which would encompass also the microbial component. Besides the commonly used indicators (enterococci, *Escherichia coli* and *Salmonella* spp.), other microorganisms such as *Vibrio* spp., enteric viruses as well as protozoa, which are recognised as emerging pathogens, are highly recommended to be included in the implementation of MSFD. Specific reference methods for their detection, which are still lacking, should also be reported.

The current version of the MSFD does not take into consideration the ecological significance of microbially-mediated processes in water biogeochemistry, in spite of their high abundance (about 10^8 - 10^9 cells/litre in the Mediterranean waters) and biomass of microbes (CIESM, 2000; Cotner and Biddanda, 2002; Pomeroy *et al.*, 2007). The role of bacteria in ecosystem functioning - both as decomposers and producers - and their ability to modulate their metabolism in response to environmental changes should be taken into account in biodiversity and ecological quality monitoring programmes, as previously stated by Caruso *et al.* (2010) and Cochrane *et al.* (2010). There is an urgent need to investigate issues related to the microbial role in ecosystem functioning across a range of ecological zones, the potential influence of climate-induced warming on microbial function in marine ecosystems and the relationships between pressures and microbial function, particularly for sea-floor impacts, such as physical disturbance and organic loading. All these aspects constitute a serious knowledge gap of the MSFD and need to be addressed in its future implementation.

Conclusions - Although there is a clear recognition that planktonic communities are relevant indicators for the definition of GES in the MSFD, future research and monitoring studies have to focus on the acquisition of further data and the identification of the most useful metrics to be used at the subregional and, possibly, at the regional scale. Furthermore, even if common methodologies (Socal *et al.*, 2010), and taxonomic guides (Avancini *et al.*, 2006a,b) are available at the national level, training courses on plankton taxonomy and intercalibration exercises between different working groups (e.g. www.bequalm.org/phytoplankton.htm) are urgent for the implementation of the monitoring programmes.

Specifically, for phytoplankton, coordination and coherence of methods and approaches are of primary importance, as well as the strengthening of taxonomic skills, at the national and Mediterranean level. With respect to the zooplankton, support and maintenance of the Long Term Ecological Research appears to be essential to understand zooplankton dynamics: a major activity is required to deepen the knowledge of the community response and to set up an index that would combine the different metrics. Concerning the bacteria, while some monitoring activities - like those related to faecal pollution - are well stated in the current regulations, a further effort is required in order to consider, in a future implementation of the MSFD, a new integrated approach combining the study of microbial activities with that of trophodynamics. This could provide useful insights on the functional role of bacteria in organic matter turnover and nutrient recycling as well as on the susceptibility of the marine environment to pressures such as global warming and ocean acidification.

More data are needed to establish how human pressures affecting one planktonic component affect other components of the ecosystem, and to establish if there are indicators which are able to meet the majority of criteria for good indicators in a holistic ecosystem-based assessment (Painting *et al.*, 2013).

References

- ALHEIT J., MÖLLMANN C., DUTZ J., KORNILOVS G., LOEWE P., MOHRHOLZ V., WASMUND N. (2005) - Synchronous ecological regime shifts in the central Baltic and the North Sea in the late 1980s. *ICES J. Mar. Sci.*, **62**: 1205-1215.
- ANDERSEN R.A., BIDIGARE R.R., KELLER M.D., LATASA M. (1996) - A comparison of HPLC pigment signatures and electron microscopic observations for oligotrophic waters of the North Atlantic and Pacific Oceans. *Deep-Sea Res. II*, **43**: 517-537.
- ANSOTEGUI A., SAROBE A., TRIGUEROS J.M., URRUTXURTU I., ORIVE E. (2003) - Size distribution of algal pigments and phytoplankton assemblages in a coastal-estuarine environment: contribution of small eukaryotic algae. *J. Plankton Res.*, **25** (4): 341-355.
- AVANCINI M., CICERO A.M., DI GIROLAMO I., INNAMORATI M., MAGALETTI E., SERTORIO ZUNINI T. (eds) (2006a) - *Guida al riconoscimento del plancton nei mari italiani. Vol. I - Fitoplancton*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare - ICRAM, Roma: 503 pp.
- AVANCINI M., CICERO A.M., DI GIROLAMO I., INNAMORATI M., MAGALETTI E., SERTORIO ZUNINI T. (eds) (2006b) - *Guida al riconoscimento del plancton nei mari italiani. Vol II - Zooplancton neritico*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, ICRAM, Roma: 232 pp. + 198 pp. Tav.
- BAZZONI A.M., PULINA S., PADEDDA B.M., SATTA C.T., LUGLIÈ A., SECHI N., FACCA C. (2013) - Water quality evaluation in Mediterranean lagoons using the Multimetric Phytoplankton Index (MPI): study cases from Sardinia. *Transit. Waters Bull.*, **7**: 64-76.
- BERNARDI AUBRY F., COSSARINI G., ACRI F., BASTIANINI M., BIANCHI F., CAMATTI E., DE LAZZARI A., PUGNETTI A., SOLIDORO C., SOCAL G. (2012) - Plankton communities in the northern Adriatic Sea: Patterns and changes over the last 30 years. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **115**: 125-137.
- BRUNET C., MANGONI O. (2010) - Determinazione quali-quantitativa dei pigmenti fitoplanctonici mediante HPLC. In: Socal G., Buttino I., Cabrini M., Mangoni O., Penna A., Totti C. (eds), *Metodologie di studio del plancton marino. ISPRA, Manuali e Linee Guida*, **56**: 379-387.

- BURKHARD B., MÜLLER F., LILL A. (2008) - Ecosystem health indicators: overview. In: Jørgensen S.E., Fath B.D. (eds), *Encyclopedia of Ecology, Vol. 2. Ecological Indicators*. Elsevier, Oxford: 1132-1138.
- CARUSO G., LEONARDI M., MONTICELLI L.S., DECEMBRINI F., AZZARO F., CRISAFI E., ZAPPALÀ G., BERGAMASCO A., VIZZINI S. (2010) - Assessment of the ecological status of transitional waters in Sicily (Italy): first characterisation and classification according to a multiparametric approach. *Mar. Pollut. Bull.*, **60**: 1682-1690.
- CIESM (2000) - Investigating marine microbial loops: new tools and perspectives. *CIESM Workshop Series*, **11**: 74 pp.
- COCHRANE S.K.J., CONNOR D.W., NILSSON P., MITCHELL I., REKER J., FRANCO J., VALAVANIS V., MONCHEVA S., EKEBOM J., NYGAARD K., SERRÃO SANTOS R., NABERHAUS I., PACEKISER T., VAN DE BUND W., CARDOSO A.C. (2010) - *Marine Strategy Framework Directive. Guidance on the interpretation and application of Descriptor 1: Biological diversity. Report by Task Group 1 on Biological diversity for the European Commission's Joint Research Centre*. ISPRA, Italy: 114 pp.
- CONVERSI A., FONDA UMANI S., PELUSO T., MOLINERO J.C., SANTOJANNI A., EDWARDS M. (2010) - The Mediterranean Sea regime shift at the end of the 1980s, and intriguing parallelism with other European basins. *Plos One*, **5** (5), doi: 10.1371/journal.pone.0010633.
- COTNER J.B., BIDDANDA B.A. (2002) - Small players, large role: microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. *Ecosystems*, **5**: 105-121.
- FACCA C., SOCAL G., BERNARDI AUBRY F., SFRISO A., ACRI F., BIANCHI F., PONIS E. (2011) - Il fitoplancton come elemento di qualità biologica ai fini dell'implementazione della Water Framework Directive (WFD, CE 2000/60) per le acque di transizione. *Biol. Mar. Mediterr.*, **18** (1): 372-373.
- FERNÁNDEZ DE PUELLES M.L., PINOT J.M., VALENCIA J. (2003) - Seasonal and interannual variability of zooplankton community in waters off Mallorca island (Balearic Sea, Western Mediterranean): 1994-1999. *Oceanol. Acta*, **26**: 673-686.
- FERREIRA J.G., ANDERSEN J.H., BORJA A., BRICKER S.B., CAMP J., CARDOSO DA SILVA M., GARCÉS E., HEISKANEN A.S., HUMBORG C., IGNATIADES L., LANCELOT C., MENESGUEN A., TETT P., HOEPFFNER N., CLAUSSEN U. (2011) - Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, **93**: 117-131.
- GARMENDIA M., BORJA A., FRANCO J., REVILLA M. (2013) - Phytoplankton composition indicators for the assessment of eutrophication in marine waters: present state and challenges within the European directives. *Mar. Pollut. Bull.*, **66**: 7-16.
- HAYS G.C., RICHARDSON A.J., ROBINSON C. (2005) - Climate change and marine plankton. *Trends Ecol. Evol.*, **20** (6): 337-344.
- JEFFREY S.W., MANTOURA R.F.C., WRIGHT S.W. (1997) - Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods. *Monographs on oceanographic methodology, UNESCO*, **10**: 661 pp.
- KAMBURSKA L., FONDA-UMANI S. (2006) - Long-term copepod dynamics in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea): recent changes and trends. *Clim. Res.*, **31**: 195-203.
- KRUK C., MAZZEO N., LACEROT G., REYNOLDS C.S. (2002) - Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *J. Plankton Res.*, **24** (9): 901-912.
- LAPUCCI C., AMPOLO RELLA M., BRANDINI C., GANZIN N., GOZZINI B., MASELLI F., MASSI L., NUCCIO C., ORTOLANI A., TREES C. (2012) - Evaluation of empirical and semi-analytical chlorophyll algorithms in the Ligurian and North Tyrrhenian seas. *J. Appl. Rem. Sens.*, **6** (1): 1-21.
- LAZZARA L., MARCHESE C., MASSI L., NUCCIO C., MASELLI F., SANTIN I. C., PIERI M., SORANI V. (2010) - Sub-regional patterns of primary production annual cycle in the Ligurian and North Tyrrhenian seas, from satellite data. *Italian J. Rem. Sens.*, **42** (2): 87-102.
- LICANDRO P., IBAÑEZ F., ETIENNE M. (2006) - Long-term fluctuations (1974-1999) of the salps *Thalia democratica* and *Salpa fusiformis* in the northwestern Mediterranean Sea: relationships with hydroclimatic variability. *Limnol. Oceanogr.*, **51** (4): 1832-1848.
- LUGOLI F., GARMENDIA M., LEHTINEN S., KAUPPILA P., MONCHEVA S., REVILLA M., ROSELLI L., SLABAKOVA N., VALENCIA V., DROMPH K.M., BASSET A. (2012) -

- Application of a new multi-metric phytoplankton index to the assessment of ecological status in marine and transitional waters. *Ecol. Indicat.*, **23**: 338-355.
- MANGONI O., IMPERATORE C., TOMAS C.R., COSTANTINO V., SAGGIOMO V., MANGONI A. (2011) - The new carotenoid pigment moraxanthin is associated with toxic microalgae. *Mar. Drugs*, **9**: 242-255.
- MARINE ZOOPLANKTON COLLOQUIUM 2 (2001) - Future marine zooplankton research - a perspective. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **222**: 297-308.
- MASELLI F., MASSI L., PIERI M., SANTINI C. (2009) - Spectral angle minimization for the retrieval of optically active seawater constituents from MODIS data. *Photogramm. Eng. Rem. Sens.*, **75** (5): 595-605.
- MASSI L., LAZZARA L. (2010) - Misure spettrali di assorbimento e fluorescenza *in vivo* del fitoplancton. In: Socal G., Buttino I., Cabrini M., Mangoni O., Penna A., Totti C. (eds), *Metodologie di studio del plancton marino. ISPRA, Manuali e Linee Guida*, **56**: 389-404.
- MAZZOCCHI M.G., LICANDRO P., DUBROCA L., DI CAPUA I., SAGGIOMO V. (2011) - Zooplankton associations in a Mediterranean long-term time-series. *J. Plankton Res.*, **33** (8): 1163-1181.
- MILLIE D.F., SCHOFIELD O.M., KIRKPATRICK G.J., JOHNSEN G., TESTER P.A., VINYARD B.T. (1997) - Detection of harmful algal blooms using photopigments and absorption signatures: a case study of the Florida red tide dinoflagellate, *Gymnodinium breve*. *Limnol. Oceanogr.*, **42**: 1240-1251.
- MIRTL M., BOAMRANE M., BRAAT L., FURMAN E., KRAUZE K., FRENZEL M., GAUBE V., GRONER E., HESTER A., KLOTZ S., LOS W., MAUTZ I., PETERSEIL J., RICHTER A., SCHENTZ H., SCHLEIDT K., SCHMID M., SIER A., STADLER J., UHEL R., WILDENBERG M., ZACHARIAS S. (2009) - *LTER-Europe Design and Implementation Report – Enabling “Next Generation Ecological Science”: Report on the design and implementation phase of LTER-Europe under ALTER-Net & management plan 2009/2010*. Umweltbundesamt (Federal Environment Agency Austria), Vienna: 220 pp.
- NAIR A., SATHYENDRANATH S., PLATT T., MORALES J., STUART V., FORGET M.H., DEVRED E., BOUMAN H. (2008) - Remote sensing of phytoplankton functional types. *Rem. Sens. Environ.*, **112**: 3366-3375.
- NOURISSON D.H., SCAPINI F., MASSI L., LAZZARA L. (2013) - Optical characterization of a coastal lagoon in Tunisia: ecological assessment to underpin conservation. *Ecol. Inform.*, **14**: 79-83.
- PAINTING S.J., VAN DER MOLEN J., PARKER E.R., COUGHLAN C., BIRCHENOUGH S., BOLAM S., ALDRIDGE J.N., FORSTER R.M., GREENWOOD N. (2013) - Development of indicators of ecosystem functioning in a temperate shelf sea: a combined fieldwork and modelling approach. *Biogeochemistry*, **113**: 237-257.
- PLATT T., SATHYENDRANATH S. (2008) - Ecological indicators for the pelagic zone of the ocean from remote sensing. *Rem. Sens. Environ.*, **112**: 3426-3436.
- POMEROY L.R., WILLIAMS P.J. LEB., AZAM F., HOBBIE J.E. (2007) - The Microbial Loop. *Oceanography*, **20**: 28-33.
- RIBERA D'ALCALÀ M., CONVERSANO F., CORATO F., LICANDRO P., MANGONI O., MARINO D., MAZZOCCHI M.G., MODIGH M., MONTRESOR M., NARDELLA M., SAGGIOMO V., SARNO D., ZINGONE A. (2004) - Seasonal patterns in plankton communities in a pluriannual time series at a coastal Mediterranean site (Gulf of Naples): an attempt to discern recurrences and trends. *Sci. Mar.*, **68** (Suppl. 1): 65-83.
- SOCAL G., BUTTINO I., CABRINI M., MANGONI O., PENNA A., TOTTI C. (eds) (2010) - *Metodologie di studio del plancton marino. ISPRA, Manuali e Linee Guida*, **56**: 623 pp.
- STUMPF R.P., TOMLINSON, M.C., CALKINS J.A., KIRKPATRICK B., FISHER K., NIERENBERG K., CURRIER R., WYNNE T.T. (2009) - Skill assessment for an operational algal bloom forecast system. *J. Mar. Syst.*, **76**: 151-161.
- UITZ J., STRAMSKI D., GENTILI B., D'ORTENZIO F., CLAUSTRE H. (2012) - Estimates of phytoplankton class-specific and total primary production in the Mediterranean Sea from satellite ocean color observations. *Global Biogeochem. Cy.*, **26**, doi: 10.1029/2011GB004055.
- VOLPE G., COLELLA S., FORNERIS V., TRONCONI C., SANTOLERI R. (2012) - The Mediterranean Ocean Colour Observing System – system development and product validation. *Ocean Sci.*, **8**: 869-883.
- WRIGHT S.W., JEFFREY S.W. (2006) - Pigment markers for phytoplankton production. In: Volkman J.K., (ed), *Marine Organic Matter. Biomarkers, Isotopes and DNA*. Springer-Verlag, Berlin: 71-104.

- WRIGHT S.W., THOMAS D.P., MARCHANT H.J., HIGGINS H.W., MACKEY M.D., MACKEY D.J. (1996) - Analysis of phytoplankton of the Australian sector of the Southern Ocean: comparisons of microscopy and size frequency data with interpretations of pigment HPLC data using the "CHEMTAX" matrix factorisation program. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **144**: 285-298.
- XING, X., MOREL A., CLAUSTRE H., ANTOINE D., D'ORTENZIO F., POTEAU A., MIGNOT A. (2011) - Combined processing and mutual interpretation of radiometry and fluorimetry from autonomous profiling Bio-Argo floats: Chlorophyll *a* retrieval. *J. Geophys. Res.*, **116**, doi: 10.1029/2010JC006899.
- ZAMPOUKAS N., PIHA H., BIGAGLI E., HOEPFFNER N., HANKE G., CARDOSO A.C. (2012) - *Monitoring for the Marine Strategy Framework Directive: requirements and options*. JRC Scientific and Technical Reports: 36 pp.

F. FIORENTINO, P. CARPENTIERI¹, M. GRISTINA, G. LEMBO², A. MANNINI³, T. RUSSO⁴,
E. SABATELLA⁵, P. SARTOR⁶, M.T. SPEDICATO²

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero - Consiglio Nazionale delle Ricerche,
Via Vaccara, 61 - 90126 Mazara del Vallo (TP), Italia.

fabio.fiorentino@iamc.cnr.it

¹Università La Sapienza, Roma, Italia.

²COISPA Tecnologia & Ricerca, Bari, Italia.

³DISTAV, Università di Genova, Italia.

⁴Università Tor Vergata, Roma, Italia.

⁵NISEA Ricerca Economica Pesca e Acquacoltura, Salerno, Italia.

⁶CIBM, Livorno, Italia.

PESCA E RISORSE ITTICHE. CRITICITÀ SULLA DEFINIZIONE DEL GES E DEGLI OBIETTIVI AMBIENTALI NELLA STRATEGIA MARINA

FISHERIES AND HALIEUTIC RESOURCES. CRITICAL POINTS TO DEFINING GES AND TARGETS IN THE MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE

Abstract - *Some critical points in defining GES and targets for the objectives the MSFD are discussed with reference to the commercial fisheries. The main limits of the "one out all out", that has been considered the basis for the application of the MSFD approach, in the multi-specific fisheries were outlined. On the basis of knowledge and experiences gathered in the Italian seas, further considerations to improve the GES analyses and the targets at medium and long term were presented.*

Key-words: *Marine Strategy, fisheries policy, fisheries resources, Maximum Sustainable Yield, fisheries management.*

Gli strumenti di governance dell'ambiente marino e delle attività produttive ad esso connesse

La pesca è un'attività complessa i cui aspetti socio-economici sono profondamente dipendenti dalla disponibilità e produttività delle risorse ittiche e dallo stato dell'ecosistema marino nella sua interezza (Garcia *et al.*, 2003).

Sin dall'origine delle istituzioni europee, le linee strategiche delle politiche che riguardano la pesca e l'agricoltura sono di competenza Comunitaria.

A partire dal 2002, con l'adozione della Politica Comune della Pesca (PCP), entrata dal 2009 in un processo di riforma, le politiche della pesca si basano su quattro pilastri: conservazione delle risorse, adeguamento delle flotte alla capacità produttiva degli stock, miglioramento dei mercati e sviluppo di accordi internazionali, con l'obiettivo generale di coniugare le esigenze produttive con quelle di conservazione. Fra i principi guida di buona governance della PCP vi è il contributo al raggiungimento ed al mantenimento del buono stato di salute dell'ambiente. La PCP fa, inoltre, proprio l'approccio di ecosistema - Ecosystem Approach to Fishery Management (EAFM; FAO, 2003).

Nel mondo della pesca, gli indirizzi della Commissione Europea si sono concretizzati attraverso un sistema di governance che vede al centro lo Stato membro sostenuto da una serie di strumenti, come la Raccolta dei Dati Scientifici (DCF; e.g. Reg. 199/2008), che concorrono all'implementazione della PCP. I RAC (Regional Advisory Council; EU, 2004) sono le strutture che, in forma partecipativa responsabile, contribuiscono all'implementazione della PCP portando il punto di vista degli stakeholder. Oltre che dalla PCP e dal complesso di regolamenti ad essa

legati (Reg. 1967/2006 sulla pesca in Mediterraneo, il complesso dei regolamenti sui controlli, e.g. Reg. 1224/2009), le attività di pesca sono influenzate anche da altri strumenti centrati su obiettivi di conservazione dell'ambiente marino o di altri usi del mare (trasporto, turismo, acquacoltura, attività estrattive, generatori eolici, ecc.). Tra questi vanno ricordati, in ordine cronologico, la Direttiva Habitat (Direttiva del Consiglio 1992/43/EEC), la Direttiva sulla Strategia Marina (Direttiva 2008/56/EC), la Politica Marittima Integrata [Reg. (EU) No 1255/2011], la Strategia Marina sulla Biodiversità per il 2020 [COM(2011) 244 final].

La Strategia per l'Ambiente Marino e la pesca

La Direttiva sulla Strategia Marina (DSM) si pone, *inter alia*, l'obiettivo di realizzare un approccio di ecosistema per la gestione degli ambienti marini e di integrare elementi di politica ambientale nella politica agricola comune (PAC) e nella politica comune della pesca (PCP). Lo scopo complessivo della DSM è il raggiungimento del buono stato di salute dell'ambiente marino (GES, Good Environmental Status) entro il 2020.

L'obiettivo di questo contributo è quello di evidenziare alcune criticità nell'applicazione delle indicazioni della DSM agli aspetti legati all'attività alieutica nei mari italiani e, più in generale, in Mediterraneo.

Il riferimento è ai descrittori della DSM: 1 (biodiversità), 4 (reti trofiche marine), 6 (integrità del fondale marino) ed, in particolare, al descrittore 3 (specie sfruttate dalla pesca commerciale), utilizzato come caso paradigmatico.

Al descrittore 3, che recita: "Le popolazioni di tutti i pesci e molluschi sfruttati a fini commerciali restano entro limiti biologicamente sicuri, presentando una ripartizione della popolazione per età e dimensioni indicative della buona salute dello stock", sono associati un certo numero di criteri, ossia caratteristiche tecniche distintive (e.g. livello di pressione dell'attività di pesca, capacità riproduttiva degli stock, distribuzione per età e taglia) e, a ciascun criterio, corrispondono, in genere, un indicatore primario ed uno secondario, che ne misurano la performance (e.g. mortalità per pesca, biomassa dei riproduttori, 95° percentile della distribuzione di lunghezza di ciascuno stock).

Tali indicatori sono basati essenzialmente sulle informazioni raccolte nell'ambito dei programmi comunitari di raccolta dati alieutici (e.g. DCF, Reg. 199/2008) e sui risultati degli stock assessment condotti nei gruppi di lavoro internazionali (EWG-STEFCF e GFCM). La DSM prevede che, per ogni indicatore, si valutino le condizioni iniziali, si definisca il GES e si identifichino gli obiettivi operativi, ossia i target, per il suo raggiungimento a medio (2018) e lungo periodo (2024).

Sulla base di alcune valutazioni maturate dopo l'approvazione della DSM, l'approccio per la valutazione del GES dovrebbe basarsi sulla logica "*one out-all out*".

In realtà incertezze e criticità, insite in questo approccio e nella complessità della Strategia Marina, che si pone l'obiettivo di integrare entità con diverso livello di aggregazione gerarchico (indicatori, criteri, descrittori) e spaziale (regioni marine), rimangono tutt'ora irrisolte. Infatti, non è definito con chiarezza quale sia il livello di aggregazione su cui operare. L'integrazione potrebbe avvenire al livello dei descrittori in una data regione marina, o a livello dei criteri. L'integrazione a livello di indicatori, ossia al primo livello di aggregazione, appare non realistica, visto il numero molto elevato di stime individuali per singole componenti dell'ecosistema, come peraltro sottolineato dall'Agenzia Federale Tedesca per la Conservazione della Natura e dall'Agenzia Federale dell'Ambiente (Anonymous, 2011).

Qualora effettivamente applicato a livello di indicatori (basta che un indicatore per un criterio di un descrittore sia negativo, in una sola GSA, che tutto il bacino presenti un GES negativo), l'approccio "*one out-all out*" comporterebbe,

inesorabilmente, l'impossibilità di raggiungere il GES nei mari Italiani. In altre aree del Mediterraneo, considerato che l'applicazione della Strategia Marina ha valenza nazionale e, quindi, altre interpretazioni dell'approccio "one out-all out" sono possibili, potrebbe verificarsi una differente condizione. Tuttavia, il percorso che seguiranno, in sede europea, le differenti valutazioni nazionali e la loro integrazione (non pare si sia realizzata una qualche forma di coordinamento stringente fra Paesi) non è conosciuto nei dettagli.

Pesca multi-specie e multi-attrezzo (e/o multi-flotta), criticità nella definizione del GES

La logica "one out-all out" in realtà di pesca multispecifica, come quella italiana, e più in generale mediterranea, presenta numerosi aspetti critici. Ad esempio, considerare i valori di mortalità da pesca corrispondenti alla massima produzione sostenibile (MSY), che è un riferimento comune alla PCP ed alla DSM, in termini di *limit reference point* (LRP) piuttosto che di *target reference point* (TRP), obbliga a stime senza incertezza, fattore che viene invece considerato per diversi stock nei contesti ICES con la presenza di valori PA (precautionary) di mortalità da pesca e biomassa, che meglio delimitano l'area fra punti di riferimento (RP) target e limite. Un simile schema operativo consentirebbe di gestire, in modo più aderente alla realtà, un contesto multi-specie, multi-attrezzo e, spesso, multi-flotta come quello mediterraneo, dove la probabilità che uno stock più sensibile alla pressione di pesca abbia un MSY inferiore a quello di diversi stock meno sensibili, ma pescati assieme e/o da attrezzi concorrenti, può essere anche elevata. D'altra parte, anche il Gruppo di Lavoro ICES sul Descrittore 3, propone e definisce, ad esempio, metodologie e percorsi alternativi per la valutazione del GES (Piet *et al.*, 2010; ICES, 2012).

Nella definizione degli obiettivi, inoltre, non è possibile prescindere dalle componenti di ripartizione dello sforzo, della capacità di cattura e quindi della mortalità da pesca, sia per uno stesso stock pescato da più attrezzi e/o flotte, sia dal mix di specie che ciascun attrezzo e/o flotta cattura.

La valutazione dei costi economici e sociali per il raggiungimento del GES e dei benefici per la società e per l'ambiente sono, infine, aspetti non trascurabili anche nell'ambito della DSM. L'insufficiente identificazione di queste componenti del sistema non rappresenta solo una deficienza di analisi, ma l'implicita ammissione che il buono stato di salute dell'ambiente non costituisce un target reale. Infatti, solo attraverso un processo di valutazione che tenga conto di queste componenti è possibile mettere le basi per definire misure di gestione appropriate.

Un altro punto critico è l'approccio basato sui trend degli indici di abbondanza delle specie demersali. Dal punto di vista operativo sono spesso utilizzati approcci lineari, mentre sarebbe auspicabile l'uso di approcci più robusti, in modo da evitare stime distorte (Cotter, 2009; Cotter *et al.*, 2009; Trenkel e Rochet, 2009; Caddy, 2010).

Identificare il GES sulla base di situazioni stazionarie o di crescita degli indicatori basati su campagne di trawl surveys (e.g. abbondanza), come quelli utilizzati nell'ambito della Strategia Marina, e derivarne target operativi di riduzione dello sforzo di pesca non considera le diverse reazioni delle specie bersaglio della pesca mediterranea a forzanti ambientali a causa dei cambiamenti climatici in atto (Probst *et al.*, 2013), né le relazioni trofiche tra le specie. Assume, invece, che esista una relazione biunivoca causale sforzo di pesca e tendenza dell'indicatore, mentre è noto che anche altre componenti possono giocare nella medesima direzione. Inoltre, il quadro informativo proveniente dalle sole specie demersali non consente di descrivere in maniera esaustiva realtà più complesse, come quelle relative alla biodiversità o alle reti trofiche marine.

È ancora poco chiaro, infine, se pescare attorno al MSY garantisce la ‘positività/stazionarietà’ dei trend degli indicatori presi in esame nell’ambito dei descrittori 3, 4 ed 1.

La necessità di azioni armonizzate

La DSM è centrata sull’idea di porre rimedio alle minacce all’ambiente marino, che possono generare un degrado irreversibile degli ecosistemi, con conseguenze negative sulla società e sull’economia, ma non è orientata a conciliare obiettivi multipli di natura ecologica, sociale, economica e normativa, pur nel rispetto di un approccio di ecosistema. Inoltre, gli obiettivi di GES vengono fissati da organi tecnici governativi secondo una logica di tipo “comando e controllo”, con limitate occasioni di coinvolgimento degli stakeholders. Coerentemente con questo forte connotato “ambientale”, il GES correlato all’attività di pesca si basa su una serie di indicatori sullo stato degli stock commerciali, senza considerare né la scala spaziale in cui si svolgono le attività di pesca (GSA in Mediterraneo), né le loro implicazioni socioeconomiche, essenziali nell’EAFM. Al di là delle già segnalate limitazioni legate alla logica “one out all out” e le conseguenze sulla definizione dello stato iniziale del GES, si ritiene che, considerando il processo di riforma della PCP, sia necessaria un’attenta analisi degli indicatori, che riguardano le risorse della pesca, prodotti nell’ambito della MSD e, soprattutto, un’accorta valutazione degli obiettivi di medio e lungo periodo di GES legati all’attività alieutica. Per essere raggiungibili, tali obiettivi devono essere condivisi dai diversi attori istituzionali che hanno, da diversi punti di vista, un ruolo nelle politiche della gestione della pesca e della salvaguardia dell’ambiente marino in cui la pesca opera.

Si ritiene che i prossimi sviluppi della politica marittima integrata, in particolare le iniziative in programma relative al “Maritime spatial planning and Integrated Coastal Management”, se adeguatamente considerate, potranno contribuire a risolvere le contraddizioni ed i conflitti delle attuali politiche di sviluppo nell’ambiente marino.

Nello specifico, si tratterà di realizzare una strategia globale di governance dell’ambiente marino per integrare e connettere diversi usi del mare (navigazione, pesca, acquacoltura, estrazione di petrolio e gas, conservazione, turismo, etc.) e diversi stakeholders, contemperando gli obiettivi di sostenibilità ecologica e socio-economica.

Bibliografia

- ANONYMOUS (2011) - *The preparation of Germany’s marine strategies. Guide to implementing the Marine Strategy Framework Directive (MSFD - 2008/56/EC) for the initial assessment, determination of good environmental status and establishment of environmental targets in the German North and Baltic Seas*. German Federal Agency for Nature Conservation and the Federal Environment Agency. Adopted by the ARGE BLMP. (http://www.blmp-online.de/PDF/MSRL/MSFD_Guide.pdf).
- CADDY J.F. (2010) - Biological indicators and their use in stock assessment to achieve sustainable levels of fishing. Part I. *Ciencia Pesquera*, **18** (2): 87-124.
- COTTER J. (2009) - A selection of nonparametric statistical methods for assessing trends in trawl survey indicators as part of an ecosystem approach to fisheries management (EAFM). *Aquat. Living Resour.*, **22**: 173-185.
- COTTER J., MESNIL B., WITTHAMES P., PARKER-HUMPHREYS M. (2009) - Notes on nine biological indicators estimable from trawl surveys with an illustrative assessment for North Sea cod. *Aquat. Living Resour.*, **22**: 135-153.
- EC (EUROPEAN COMMISSION) (2011) - Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions of 3 May 2011. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. COM(2011) 244 final.
- EU (EUROPEAN UNION) (1992) - Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the

- conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (OJ L 206, 22.7.1992, 7-50 p).
- EU (EUROPEAN UNION) (2004) - Council Decision of 19 July 2004 establishing Regional Advisory Councils under the Common Fisheries Policy (2004/585/EC).
- EU (EUROPEAN UNION) (2006) - Council Regulation (EC) n° 1967/2006 of 21 December 2006 concerning management measures for the sustainable exploitation of fishery resources in the Mediterranean Sea, amending Regulation (EEC) No 2847/93 and repealing Regulation (EC) No 1626/94.
- EU (EUROPEAN UNION) (2008a) - Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive) (OJ L 164, 25.6.2008, 19-40 p).
- EU (EUROPEAN UNION) (2008b) - Council Regulation (EC) n° 199/2008 of 25 February 2008 concerning the establishment of a Community framework for the collection, management and use of data in the fisheries sector and support for scientific advice regarding the Common Fisheries Policy.
- EU (EUROPEAN UNION) (2009) - Council Regulation (EC) n° 1224/2009 of 20 November 2009 establishing a Community control system for ensuring compliance with the rules of the common fisheries policy, amending Regulations (EC) No 847/96, (EC) No 2371/2002, (EC) No 811/2004, (EC) No 768/2005, (EC) No 2115/2005, (EC) No 2166/2005, (EC) No 388/2006, (EC) No 509/2007, (EC) No 676/2007, (EC) No 1098/2007, (EC) No 1300/2008, (EC) No 1342/2008 and repealing Regulations (EEC) No 2847/93, (EC) No 1627/94 and (EC) No 1966/2006.
- EU (EUROPEAN UNION) (2011) - Regulation (EU) no 1255/2011 of the European Parliament and of the Council of 30 November 2011 establishing a Programme to support the further development of an Integrated Marine Policy.
- FAO (FAO Fisheries Department) (2003) - The ecosystem approach to fisheries. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*, **4** (Suppl. 2): 112 pp.
- GARCIA S.M., ZERBI A., ALIAUME C., DO CHI T., LASSERRE G. (2003) - The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional Foundations, implementation and outlook. *FAO Fisheries Technical Paper*, **443**: 71 pp.
- ICES (2012) - Marine Strategy Framework Directive - Descriptor 3+, ICES CM 2012/ACOM:62: 173 pp. <http://www.ices.dk/news-and-events/Documents/Themes/MSFD/MSFD%20D3%20Report.pdf>
- PIET G.J., ABELLA A.J., ARO E., FARRUGIO H., LEONART J., LORDAN C., MESNIL B., PETRAKIS G., PUSCH C., RADU G., RÄTZ H.-J. (2010) - Marine Strategy Framework Directive. Task Group 3 Report. Commercially exploited fish and shellfish. In: H. Dörner, R. Scott (eds), *JRC Scientific and Technical Reports, joint JRC and ICES report*. Luxembourg, OPOCE: 82 pp. <http://ec.europa.eu/environment/marine/pdf/3-Task-Group-3.pdf>
- PROBST W.N., KLOPPMANN M., KRAUS G. (2013) - Indicator-based status assessment of commercial fish species in the North Sea according to the EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD). *ICES J. Mar. Sci.*, doi: 10.1093/icesjms/fst010.
- TRENKEL V., ROCHET M.J. (2009) - Intersection-union tests for characterising recent changes in smoothed indicator time series. *Ecological Indicators*, **9**: 732-739.

L. ORSI RELINI, F. GARIBALDI, L. LANTERI, G. RELINI

Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Università di Genova,
Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
largepel@unige.it

POSSIBLE USE OF SMALL MESOPELAGIC ICHTHYOFAUNA TO ASCERTAIN GES IN OCEANIC AREAS OF THE MEDITERRANEAN

I PICCOLI PESCI MESOPELAGICI COME POSSIBILI INDICATORI DEL BUON STATO AMBIENTALE IN AREE OCEANICHE DEL MEDITERRANEO

Abstract - The Italian Seas include oceanic areas characterized by depths of thousands of metres, as well as complex hydrography and high diversity of pelagic fauna, whose good environmental status (GES) in the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) first of all must be described, and then in the future monitored by Italy alone or together with two or more neighbouring countries. At present the Italian work concerning MSFD has taken into account large pelagic species, without considering their trophic needs. On the basis of observations carried out throughout many years, albeit not regularly, in one of these areas (now included in the Cetacean Sanctuary Pelagos) part of the mesopelagic fauna appears to be an essential and stable component of such offshore ecosystems. In particular, special attention should be given to small mesopelagic fishes which are a group of Vertebrates untouched by fishing activities. This group is made of about 40 species of great importance in the feeding of dolphins, swordfish and tunas, and indirectly also of teuthophagous top predators. The combination of oceanographic and biological studies appears to be a necessary step for the future monitoring of GES in "oceanic" ecosystems of the Mediterranean.

Key-words: mesopelagic macrofauna, biodiversity, temporal series, E.U. Marine Strategy.

Introduction - Mesopelagic nekton, in the components of fish and cephalopods, have not been taken into account in Italy when describing GES (good environmental status) in the Marine Strategy Framework Directive (MSFD), possibly because the sampling appears challenging, as it is carried out through a large net operated by a research vessel.

In 1978, within the framework of the CNR research programme Oceanografia e Fondi Marini (1977-1981), the Laboratorio di Biologia Marina ed Ecologia Animale of Genoa University began this kind of observations in the Ligurian Sea through the R/V Marsili and Minerva, and from 1992 onward through the R/V Urania, owing to collaborations with CNR teams carrying out oceanographic work in the area (which in 2002 became the Pelagos Sanctuary). Such observations, albeit not regular, have been carried out on the basis of an important timeframe enabling comparative studies. Moreover, such timeframe can be backdated to 1970, when the Smithsonian Institution and the Naval Research Department of the United States carried out a survey in the Mediterranean with the specific aim to study mesopelagic fish and cephalopods.

Small and large mesopelagic fish can be studied by means of very different sampling techniques. Mediterranean small mesopelagic fish (size range about 3-30 cm TL) are composed of 9 families and about 40 species untouched by fishing activities. There is only one exception represented by the species *Lampanyctus crocodilus*, whose distribution regards both the water column and mesobathyal trawlable bottoms. Mediterranean large mesopelagic fish are composed of 14 species belonging to 11 families, in part exploited by artisanal fishing activities whose monitoring results to be difficult. Mesopelagic cephalopods (10 families, 15 species) and the pelagic eurybathic species belonging to the Ommastrephidae family (Mediterranean genera *Todarodes* and *Ommastrephes*, both with one species) are the less known nekton groups and are very scarcely caught compared to fish.



Fig. 1 - Smithsonian Expedition sampling stations in the Mediterranean Sea (1970).
 Stazioni di campionamento della spedizione Smithsonian nel Mediterraneo (1970).

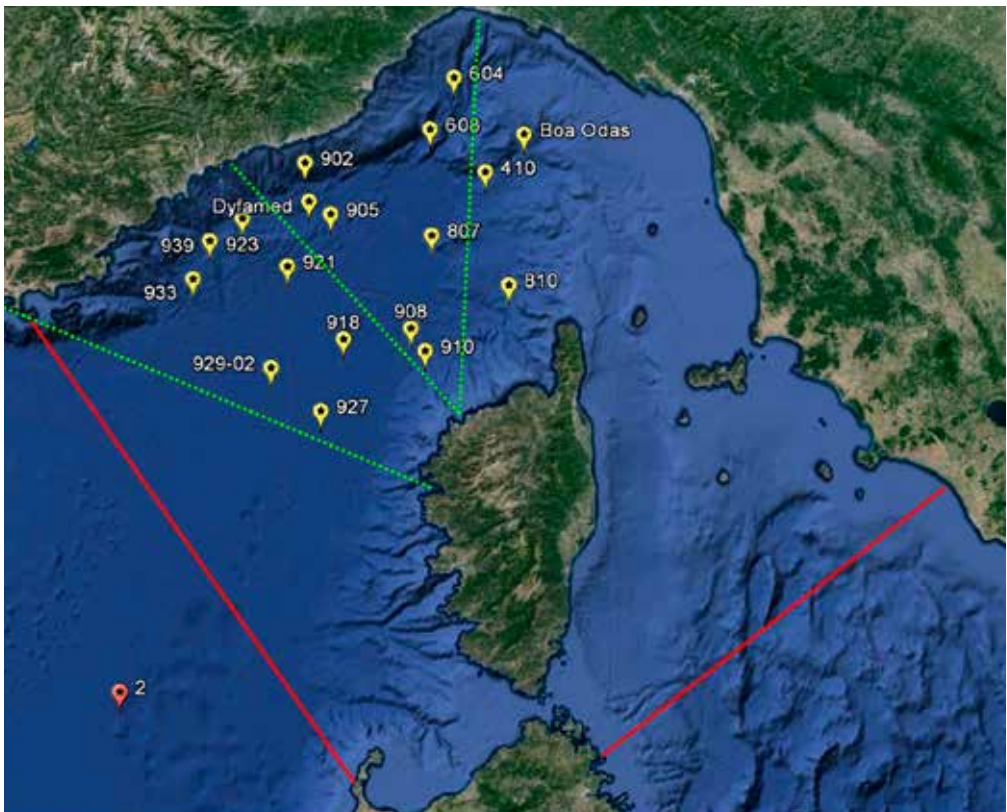


Fig. 2 - The red bars are the borders of Pelagos Sanctuary; Smithsonian station 2 on the left; Minerva/Urania sampling transects in green and Urania 2003 stations in yellow.
 Confini del Santuario Pelagos (in rosso); stazione Smithsonian 2 a sinistra in basso; transetti di campionamento Minerva/Urania in verde e stazioni Urania 2003 in giallo.

The Marine Strategy recommends the study of trophic relationships among marine organisms (descriptor 4). Small mesopelagic fish are very important in the trophic web regarding species or groups which have been considered functional groups of MSFD such as Cetaceans and large pelagic fish of high economic value (swordfish, tuna). In this study the Authors suggest to consider small mesopelagic fish as a functional group useful for the description of GES in oceanic areas (Lacombe, 1990) of the Mediterranean.

Materials and methods - a) The 1970 Smithsonian studies in the Mediterranean (Goodyear *et al.*, 1972). From late August to the beginning of October 1970, the R/V Trident sampled Mediterranean mesopelagic macrofauna in five widely spaced stations located in deep waters from the Alboran Sea to the Levantine Sea (Fig. 1).

In the first three stations (Alboran, Balearic and Tyrrhenian seas) biological sampling was more complete than in the remaining two, due to the fact that in the latter stations ship time was shared with acoustic work. The final report describes in detail the methods used, hydrography and total catches of fish (21572 specimens of 34 species) and cephalopods (326 specimens of 15 species). All trawl samples were made with a 3 m Isaacs-Kidd Midwater trawl, lined with 63 mm mesh and terminated by a four chambered discrete-depth cod-end sampler: generally the trawl was placed at a selected depth and the three discrete depth chambers were closed sequentially at said depth, usually at intervals of one hour; the fourth sample was obtained going up to the surface. At station 2 (40°44' - 41°48' N; 06°14' - 07°39' E) (Fig. 1 and 2) sampling occurred from 26 August to 1 September 1970; sampled depths were 100-150-200-300-400-800-1000 m during the day and 45-100-150-200-400-600-800-1000 m at night.

b) Sampling by R/V Minerva (up to 1991) and R/V Urania (from 1992 onward).

Studies of mesopelagic fauna of the Ligurian sea began with an open 4,5 m IKMT having meshes 2x2 mm in the cod end: each sample derived from a horizontal haul at a given depth. The sample was immediately sorted in the main fractions: fish, krill (*Meganyctiphanes norvegica*), crustacean decapods, other crustaceans, molluscs and gelatinous macroplankton (medusozoans, comb jellies, salps etc.) which were measured in terms of displaced volume. These materials were then fixed or frozen for laboratory studies.

When *M. norvegica* became the main target of the Authors' studies in order to refer the size structure of the sampled population to numbers of whales encountered by the ship (Relini *et al.*, 1992; Orsi Relini *et al.*, 1992; Orsi Relini and Giordano, 1992; Orsi Relini *et al.*, 1998) horizontal hauls resulted exceedingly time consuming and a new sampling routine was established, with a haul carried out from 750-800 m to the surface, lasting two hours at a ship speed of 3 knots. Sampling stations were set along three transects, joining the Italian and French coasts of the Ligurian Sea to Corsica: Genoa-Calvi, Monaco-Calvi, Marseille-Gulf of Porto (Fig. 2). During 1990, the sum of horizontal and oblique hauls gave a sample of about 2,000 specimens of *Argyropelecus hemigymnus*, which enabled the first observations concerning the structure of the fished population in different seasons and basic biological characteristics (Montaldo and Orsi Relini, 1994). The above mentioned transects were maintained during a long lasting research programme carried out by the CNR Institutes of Automazione Navale (IAN) and Corrosioni Marine dei Metalli (ICMM), and was extended to several Institutes and Departments of Genoa University (Siccardi and Montanari, 1997).

After the institution of the Pelagos Sanctuary, the sampling stations of the R/V Urania were established by the CNR-Istituto di Oceanografia Fisica of La Spezia: the stations of the 2003 survey (Fig. 2) were part of SOLMAR project (SIRENA cruises 2002-2003, SACLANTCEN, La Spezia).

Tab. 1 - Mesopelagic fish sampled by Smithsonian and Ligurian surveys. List of species, number per trawling hour, percentage composition per sampling and abundance rank (top ten species).

Pesci mesopelagici campionati dalla Smithsonian e dalle campagne di ricerca liguri. Specie presenti, numero per ora di traino, composizione percentuale per lotto e ordine di abbondanza.

1	2	Smithsonian			Minerva and		Urania	
		26 August - 1 September			Urania 1988-		September 2003	
		1970 station 2			1993		18 stations	
		N/h	%	rank	%	rank	%	rank
	Microstomatidae							
1	<i>Microstoma microstoma</i> (Risso, 1810)	-	-		+		-	
2	<i>Nansenia oblita</i> (Facciola, 1887)				+			
	Gonostomatidae							
3	<i>Cyclothone braueri</i> Jespersen & Täning, 1926	564 *	38.16	1	70.02	1	64.50	1
4	<i>Cyclothone pygmaea</i> Jespersen & Täning, 1926	500 *	33.80	2	23.47	2	27.61	2
5	<i>Gonostoma denudatum</i> Rafinesque, 1810	0.30	0.02		+			
6	<i>Gonostoma elongatum</i> Günther, 1878							
	Sternoptychidae							
7	<i>Argyropelecus hemigymnus</i> Cocco, 1829	17.50 *	1.18	8	3.96	3	2.30	3
8	<i>Maurolicus muelleri</i> (Gmelin, 1789)	2 *	0.13		+			
9	<i>Valencienellus tripunctulatus</i> (Esmark, 1871)						0.01	
	Phosichthyidae							
10	<i>Ichthyococcus ovatus</i> Cocco, 1838	0.70	0.05		0.02		+	
11	<i>Vinciguerria attenuata</i> (Cocco, 1838)	44 *	2.97	6	0.02		0.28	9
12	<i>Vinciguerria poweriae</i> (Cocco, 1838)				0.05		0.01	
	Chauliodontidae							
13	<i>Chauliodus sloani</i> Bloch & Schneider, 1801	1.50	0.10		0.37	5	0.34	8
	Stomiidae							
14	<i>Bathophilus nigerrimus</i> Giglioli, 1882	0.50 *	0.03		0.01			
15	<i>Borostomias antarcticus</i> (Lönnerberg, 1905)				+		+	
16	<i>Stomias boa boa</i> (Risso, 1810)	4.50 *	0.30		0.02		0.03	
	Evermannellidae							
17	<i>Evermannella balbo</i> (Risso, 1820)	0.50 *	0.03		+		0.03	
	Myctophidae							
18	<i>Benthosema glaciale</i> (Reinhardt, 1837)	84.50	5.71	4	0.42	4	0.61	7
19	<i>Ceratoscopelus maderensis</i> (Lowe, 1839)	94.10	6.36	3	0.27	8	1.41	4
20	<i>Diaphus holti</i> Täning, 1918	2	0.13		+		0.01	
21	<i>Diaphus metopoclampus</i> (Cocco, 1829)				+			
22	<i>Diaphus rafinesquii</i> (Cocco, 1838)	2	0.13		0.02		0.02	
23	<i>Electrona risso</i> (Cocco, 1829)	4 *	0.27		+			
24	<i>Gonichthys cocco</i> (Cocco, 1829)							
25	<i>Hygophum benoiti</i> (Cocco, 1838)	50 *	3.38	5	0.32	6	0.95	6
26	<i>Hygophum hygomii</i> (Lütken, 1892)				+			
27	<i>Lampanyctus crocodilus</i> (Risso, 1810)	10.50	0.71		0.37	5	1.29	5
28	<i>Lampanyctus pusillus</i> (Johnson, 1890)	13	0.88	10	0.04		0.16	10
29	<i>Lobianchia dofleini</i> (Zugmayer, 1911)	12.50	0.84		0.02		+	
30	<i>Lobianchia gemellarii</i> (Cocco, 1838)							
31	<i>Myctophum punctatum</i> Rafinesque, 1810	10	0.68		0.13	9	0.05	
32	<i>Notoscopelus bolini</i> Nafpaktitis, 1975	7.50	0.51		+			
33	<i>Notoscopelus elongatus</i> (Costa, 1844)	3 *	0.20		+		0.06	
34	<i>Symbolophorus veranyi</i> (Moreau, 1888)	7.50 *	0.51		0.07	10	0.04	
	Zoarcidae							
35	<i>Melanostigma atlanticum</i> Koefoed, 1952				+			
	Paralepididae							
36	<i>Arctozenus risso</i> (Bonaparte, 1840)	20 *	1.35	7	0.28		0.11	
37	<i>Lestidiops jayakari jayakari</i> (Boulenger, 1889)	6.30 *	0.43			7		
38	<i>Lestidiops sphyrenoides</i> (Risso, 1820)	1 *	0.07					
39	<i>Paralepis coregonoides</i> Risso, 1820	14	0.95	9			0.05	
40	<i>Sudis hyalina</i> Rafinesque, 1810				+			
	Nemichthyidae							
41	<i>Nemichthys scolopaceus</i> Richardson, 1848	0.30 *	0.02		0.01		+	
	Total individuals				26932		23238	

*Highest value of Smithsonian survey + = <0,01

The catching of fish as shown in Tab. 1 derives from oblique hauls and is listed according to the Check list of the fauna of Italian Seas (Relini and Lanteri, 2010).

Studies of cephalopods were frequently supported and completed with observations on stomach contents of teuthophagous top predators sampled in the same study area.

Results - The final report of the 1970 Smithsonian survey provides detailed information concerning fish and cephalopods in terms of abundance, vertical distribution and life history phases. According to said survey a fraction of invertebrates different from cephalopods was deposited in the Smithsonian Sorting Center, without any special mention of abundances regarding such macrofauna.

a) Fishes

During the Smithsonian Expedition the most important information derived from fish catches. Over a total of 35 species, one was misidentified (*Paravocettinopsis trilinearis*, a juvenile form of *N. scolopaceus*) and another one, *Diogenichthys atlanticus*, represented by a single very young specimen at the westernmost station, was considered an Atlantic transient.

Fishes recorded at Station 2, the nearest to the Authors' study area, represented 29 species; 16 of which resulted with the highest number per hour of the whole expedition (Tab. 1, columns 3-4-5).

The ten most abundant species were *C. braueri*, *C. pygmaea*, *C. maderensis*, *B. glaciale*, *H. benoiti*, *V. attenuata*, *A. risso*, *A. hemigymnus*, *P. coregonoides*, *L. pusillus* (Tab. 1 rank in bold).

Sampling in the Ligurian Sea by a net of the same type of the Smithsonian expedition but larger (i.e. with a more than doubled mouth area), gave the possibility to record important abundances of the local krill, *M. norvegica*, which, however remains the fraction of macrofauna most difficult to study in terms of horizontal and vertical distribution. An example of abundances registered per stations and seasons can be found in Orsi Relini *et al.*, 1994a. A second extremely variable component is formed by gelatinous macroplankton. On the contrary, small mesopelagic fish represent the most stable fraction, averaging 23% of the total collected biomass in the most recently studied 24 stations (Orsi Relini & Garibaldi, 2005).

About 20 years after the Smithsonian expedition, the surveys of the R/V Minerva 1988-91 and Urania 1992, recorded all the previous listed species and added *V. poweriae*, *B. antarcticus*, *D. metopoclampus*, *H. hygomii*, *M. atlanticum*, *S. hyalina* (Orsi Relini *et al.*, 1994b; Tab. 1). These species were already present in the Fauna d'Italia (Tortonese 1970, 1975), in part because described in the Italian seas (see Authors of species in Tab. 1); two of which, being *M. atlanticum* and *B. antarcticus*, because they were recorded in the Ligurian Sea for the first time by the same E. Tortonese.

It is not possible to make a detailed comparison of catches per hour of the single species with those of the Smithsonian expedition, given both the different structure of the nets and the different fishing modalities. In terms of abundance rank some positions are gained by *A. hemigymnus*, *C. sloani*, *L. crocodilus*, possibly due to the larger net mouth. The more relevant percentage of the two species of *Cyclothone* may also be related to the smaller mesh size in the cod end of the larger IKMT.

The third case shown in table 1 concerns the most recent observations (years 2000), with a more complete survey (18 stations) carried out in September 2003. Said survey added a small pelagic species in the Western Mediterranean, *Valenciennellus tripunctulatus*, which was already known in the Strait of Messina and in the South Adriatic. Two specimens were recorded at stations 810 and 410 (South of Genoa); they could be Atlantic strays, transported by the West Corsica current or be of Tyrrhenian origin as well.

Considering abundance ranks (Tab. 1), recent results can be appreciated very similar to those of the past. In particular, the three rank columns in table 1 indicate that in the rich diversity of small pelagic fish, fourteen species are those which are expected to form consistent biomass in the offshore trophic web. This pattern appears to be stable in a timeframe of over 30 years. These outstanding species are *C. braueri* and *C. pygmaea* (Gonostomatidae), *A. hemigymnus* (Sternoptychidae), *V. attenuata* (Phosichthyidae), *C. sloani* (Chauliodontidae), *B. glaciale*, *C. maderensis*, *H. benoiti*, *L. crocodilus*, *L. pusillus*, *M. punctatum*, *S. veranyi* (Myctophidae), *A. risso*, *Lestidiops* sp., *P. coregonoides* (Paralepididae).

A detailed study of small mesopelagic fish sampled by Urania 2003 (Orsi Relini *et al.*, in preparation) evidences that biodiversity spots are associated to the front of surface currents flowing between the North of Corsica and the Gulf of Genoa. Moreover, fish biomass of several species is growing toward the western areas of the Pelagos Sanctuary, because the growth of these fishes is associated to the general gyre of the same main currents.

b) Cephalopods

The cephalopods recorded at Smithsonian Station 2 were 76 specimens belonging to nine species, with the following abundances: *Heteroteuthis dispar* 31, *Onychoteuthis banksii* 21, *Histioteuthis reversa* 6, *Galiteuthis armata* 6, *Abraliopsis morisii* 3, unidentified octopodid species 4, *Ctenopteryx sicula* 2, *Ommastrephes* sp. 2, *Chiroteuthis veranyi* 1; juveniles (paralarvae) were by far the most represented. It is necessary to recall that at present *O. banksii* is not considered a species but a species complex (Bolstad, 2010).

Samplings carried out by the R/V Minerva and Urania about 20 years later added *Abralia veranyi*, *Ancistroteuthis lichtensteini*, *Stoloteuthis leucoptera*, *Histioteuthis bonnellii*, *Todarodes sagittatus*, *Illex coindetii*, *Pteroctopus tetracirrhus*. *H. reversa* gained the top position followed by *H. dispar*. The structure of the fished stock of *H. dispar* in Smithsonian and Ligurian samples was compared and completed, in terms of adult sizes, with data obtained from the stomach content of a *Delphinus delphis* (Orsi Relini, 1995). The cephalopods sampled during the Urania 2002 and 2003 surveys were listed in Orsi Relini and Garibaldi (2005).

The larger IKMT did not significantly increase catches in numbers compared to those of fish. More in general, the knowledge of the Sanctuary teuthofauna appears not completed and surprising records are possible (e.g. Bello and Biagi, 1999; “new” ligurian materials are under study). So far it is known that all species belonging to the Italian Check list (Bello, 2008) have been also found in the Sanctuary, with the exception of few species which are considered aliens. Mesopelagic and eurybathic species, which sustain the feeding of large pelagic fish and marine mammals, partially or totally teuthophagous, remain the most elusive, given that the quantitative aspects of the Cephalopod distribution regularly monitored in Italian waters by national and EU programs regard exclusively trawlable species (Relini *et al.*, 2002).

Discussion and conclusions - Mesopelagic macrofauna forms most of the oceanic biomass (Garcia and Majkowski, 1990); it was indicated as a form of solar energy storage by billions of years of photosynthesis such as oil (Pérès 1981, quoting V.G. Bogorov) but alive. So it is fit to be differentiated in plenty of species and trophic levels in relation to physical, chemical, and biological characteristics of the environment.

In this study, small mesopelagic fish resulted to be a stable component of macrofauna. On the contrary, coastal fish assemblages studied in the Ligurian Sea in a timeframe of 40 years (Relini, 2001) seem to be influenced by global warming as highlighted by the presence in the ten top species of an artisanal tuna trap, a gear of

very ancient use, of thermophilic species of Carangidae and Scombridae appearing ex novo (Orsi Relini, 2010).

Mesopelagic fish belonging to an Atlantic sector between the French Coast and the Mid-Atlantic Ridge, in the latitudinal range 43°-50° N, were studied on the basis of sampling carried out by the R/V Walter Herwig in June 1982. The ship was provided with gears never used in Italian waters, such as a net with a 600 m² mouth opening. The study of a very large number of fish, carried out looking for correlations with physiographic and hydrographic characteristics, achieved the identification of six clusters, situated at a depth ranging between 250 m to over 3,000 m (Fock *et al.*, 2004). In the 250-800 m range the list of the top species of the above mentioned clusters include *D. rafinesquii*, *C. sloani*, *B. glaciale*, *S. veranyi*, *D. holti*, *S. boa*, *E. risso*, *M. muelleri*, all common to the Mediterranean areas taken into account herein. Thus, it is possible to state that some abundances, evidenced in Tab. 1, also cover larger oceanic areas toward which Mediterranean large pelagic predators (e.g. bluefin tuna) move in their migrations.

Trophic relationships between the large pelagic species of the Pelagos Sanctuary and small mesopelagic fish are important. The most abundant Cetacean species, the striped dolphin *Stenella coeruleoalba*, feeds directly on small mesopelagic fish and cephalopods and the same occurs for *D. delphis*, when it is associated to striped dolphins (Orsi Relini and Relini, 1993). The diet of *S. coeruleoalba* resulted composed of two major similar fractions of fish and cephalopods and a minor fraction of Crustacean decapods, with and IRI index of 50,35; 49,12 and 0,51 respectively (Wurtz and Marrale, 1993).

Stomach contents of healthy / non healthy individuals give different lists of fish and cephalopods species, because if samples were obtained during viral die off they could belong to specimens forced to reach coastal waters by respiratory troubles. Previous studies carried out on *S. coeruleoalba* of the Pacific, target of commercial catches, showed a diet formed by fish (63,9 %), cephalopods and crustaceans (Miyazaki *et al.*, 1973). Genera of fish prey included *Myctophum*, *Diaphus*, *Lampanyctus*, *Nemichthys*, *Chauliodus*, *Lestidium*, *Argyropelecus*, *Gonostoma* with species frequently different from the Mediterranean ones; genera of cephalopods were *Todarodes* and *Symplectoteuthis* and genera of crustacean decapods *Benteogennema*, *Acanthephyra* and *Pasiphaea*. In the Ligurian Sea cephalopods used by *S. coeruleoalba* are a dozen of species (Wurtz and Marrale, 1993; Meotti and Podestà, 1997; Garibaldi *et al.*, 2012); fifteen species were recorded in Spanish waters (Blanco *et al.*, 1995).

Ommastrephid cephalopods and in particular the species which represents the best specialization to oceanic life, *O. bartramii* (Nigmatullin *et al.*, 2009; Roper *et al.*, 2010), is present at the Stations indicated by Fig. 1 and 2. It scarcely appears in the IKMT catches, but it is generally observed and sampled by the ship at surface during the night (Orsi Relini, 1990; Orsi Relini and Garibaldi, 2005).

Owing to the studies of Russian specialists, the role of oceanic ommastrephids has been clarified: hunting small mesopelagic prey, day and night, in a water column of about 1,000 m, they rapidly form biomass useful for the feeding of large toothed whales and large pelagic fish. In fact, the Authors have verified that in this study area the swordfish has a diet very similar to that of *S. coeruleoalba* (Garibaldi, 2004; iconographic aspects of the two diets in Relini, 2007); a point of difference is the ability of the fish to prey also on large mesopelagic fish and on full grown *O. bartramii*.

Biomass measures addressed to small mesopelagic organisms could represent an indirect way to measure such possible new biomass (large cephalopods) for a selected range of large teuthophagous predators.

In conclusion, if a good monitoring of offshore oceanic areas is possible only

by an oceanographic ship, the regular combination of oceanographic and biological measures could be considered an up to date modality of study of Mediterranean oceanic areas, and also a form of public money saving.

Acknowledgements: The 2013 SIBM congress, hosted in the headquarters of CNR in Rome, gives us the opportunity to mention our collaboration with CNR teams in the last twenty years (Istituto per l'Automazione Navale and Istituto per le Corrosioni Marine dei Metalli (at present ISSIA and ISMAR) of Genova; Istituto di Oceanografia Fisica (ISMAR) of La Spezia) enabling us to renew our gratitude toward our colleagues.

References

- BELLO G. (2008) - Cephalopoda. In: Relini G. (ed), Checklist della flora e della fauna dei mari italiani. Prima Parte. *Biol. Mar. Mediterr.*, **15** (Suppl.): 318-322.
- BELLO G., BIAGI V. (1999) - A large cranchiid squid (Cephalopoda: Teuthoidea) caught in the Mediterranean Sea. *Boll. Malacol.*, **34**: 69-70.
- BLANCO C., AZNAR J., RAGA J.A. (1995) - Cephalopods in the diet of the striped dolphin *Stenella coeruleoalba* from the western Mediterranean during an epizootic in 1990. *J. Zool.*, **237** (1): 151-158.
- BOLSTAD K.S.R. (2010) - Systematics of the Onychoteuthidae Gray, 1847 (Cephalopoda: Oegopsida). *Zootaxa*, **9626**: 186 pp.
- FOCK H.O., PUSCH C., EHRICH S. (2004) - Structure of deep-sea pelagic fish assemblages in relation to the Mid-Atlantic Ridge (45° - 50° N). *Deep-Sea Res. Pt. I*, **51**: 953-978.
- GARCIA S.M., MAJKOWSKI J. (1990) - *State of high seas resources*. 24th Annual Conference of the Law of the Sea Institute, Tokyo. W/U6771 Mimeo: 1-52.
- GARIBALDI F. (2004) - *Relazioni trofiche tra predatori di vertice del Santuario dei Cetacei*. Tesi di dottorato in Scienze Ambientali marine: 82 pp.
- GARIBALDI F., MIGNONE W., BALLARDINI M., DI GUARDO G., TITTARELLI C., PODESTÀ M. (2012) - New observations on Striped dolphin, *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833) diet at North Western Tyrrhenian Sea. In: Scaravelli D., Zaccaroni A. (eds), *Where to go and what to eat*. Aracne, Rome: 103-110.
- GOODYEAR R.H., KLECKNER R.C., PUGH W.L., GIBBS R.H. Jr., SWEENEY M.J., ROPER C.F.E., ZAHURANEC B.J. (1972) - *Mediterranean biological studies*. Final report: 1-346.
- LACOMBE H. (1990) - Water, salt, heat and wind in the Med. *Oceanus*, **33** (1): 24-36.
- MEOTTI C., PODESTÀ M. (1997) - Stomach contents of striped dolphins, *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833), from the Western Ligurian Sea (Cetacea, Delphinidae). *Atti Soc. it. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano*, **137** (1-2): 5-15.
- MIYAZAKI N., KASUYA T., NISHIWAKI M. (1973) - Food of *Stenella coeruleoalba*. *Sci. Rep. Whales Res. Inst.*, **25**: 265-275.
- MONTALDO L., ORSI RELINI L. (1994) - Note di biologia di *Argyropelecus hemigymnus* Cocco 1829 (Osteichthyes, Sternoptychidae) in Mar Ligure. *Biol. Mar. Mediterr.*, **1**: 125-126.
- NIGMATULLIN C.M., CHESALIN M.V., SCHETINNIKOV S.A. (2009) - The nektonic ommastrephid squids in the trophic structure of the oceanic communities of the World Ocean. Cephalopod International Advisory Council Symposium. September 2009 Vigo, Spain. *Book of abstracts*: 30-31.
- 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. (1995) - Notes on midwater collections of *Heteroteuthis dispar* (Cephalopoda, Sepiolidae). *Bull. Inst. océanogr. Monaco*, **16** (n° special): 63-72.
- ORSI RELINI L. (2010) - Non native marine fish in Italian waters. In: Golani D., Appelbaum-Golani B. (eds), *Fish Invasions of the Mediterranean Sea: Change and Renewal*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow: 267-292.
- ORSI RELINI L., GARIBALDI F. (2005) - Diversità dei cefalopodi mesopelagici del Santuario dei cetacei in base a campionamenti diretti e osservazioni sull'alimentazione dello Zifio, *Ziphius cavirostris*. *Biol. Mar. Mediterr.*, **12** (1): 106-115.
- ORSI RELINI L., GARIBALDI F., PALANDRI G., CIMA C. (1994b) - La comunità mesopelagica e i predatori "di superficie". *Biol. Mar. Mediterr.*, **1**: 105-112.
- ORSI RELINI L., GIORDANO A. (1992) - Summer feeding of the fin whale *Balaenoptera physalus* in the Liguro-Provençal Basin. *European Research on Cetacean*, **6**: 138-141.

- ORSI RELINI L., PALANDRI G., GARIBALDI F., CIMA C., LANTERI L., DEI M., RELINI G. (in prep.) - Mesopelagic fish biodiversity in the Ligurian Cetacean Sanctuary.
- ORSI RELINI L., RELINI G., CIMA C., FIORENTINO F., PALANDRI G., RELINI M., TORCHIA G. (1992) - Una zona di tutela biologica ed un parco pelagico per i cetacei del Mar Ligure. *Boll. Mus. Ist. Univ. Genova*, **56-57**: 247-281.
- ORSI RELINI L., RELINI G., CIMA C., PALANDRI G., RELINI M., TORCHIA G. (1994a) - *Meganyctiphanes norvegica* and fin whales in the Ligurian Sea: new seasonal patterns. *European Research on Cetaceans*, **8**: 179-182.
- 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 M. (1993) - The stomach content of some *Delphinus delphis* L. from the Ligurian Sea. *European Research on Cetaceans*, **7**: 199-202.
- PÈRES J. M. (1981) - *Elementi di biologia oceanografica*. Edizioni Ermes, Milano: 217 pp.
- RELINI G. (ed) (2007) - The pelagic domain – “Pelagos” the Whale Sanctuary. Ministero dell’Ambiente e delle tutela del Territorio e del Mare. Museo Friulano di Storia Naturale - Comune di Udine. *Quaderni Habitat*, **16**: 156 pp.
<http://www.udinecultura.it/opencms/opencms/release/ComuneUdine/cittavicina/cultura/it/musei/storianaturale/pubblicazioni/quaderni/16-pelagico-en.html>
- RELINI G., DE ROSSI C., PIANO T., ZAMBONI A., (2002) - Osservazioni sui Cefalopodi dei fondi strascicabili liguri. *Biol. Mar. Mediterr.*, **9** (1): 792-795.
- RELINI G., LANTERI L. (2010) - Osteichthyes. In: Relini G. (ed), Checklist della flora e della fauna dei mari italiani. Seconda Parte. *Biol. Mar. Mediterr.*, **17** (Suppl. 1): 649-674.
- RELINI G., ORSI RELINI L., CIMA C., FASCIANA C., FIORENTINO F., PALANDRI G., RELINI M., TARTAGLIA M.P., TORCHIA G., ZAMBONI A. (1992) - Macroplankton, *Meganyctiphanes norvegica* and *Balaenoptera physalus* along some transects in the Ligurian Sea. *European Research on Cetacean*, **6**: 134 - 137.
- 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.
- ROPER C.F.E., NIGMATULLIN C., JEREB P. (2010) - Family Ommastrephidae. In: Jereb P., Roper C.F.E. (eds), Cephalopods of the world. An annotated and illustrated catalogue of species known to date. Vol. 2. Myopsid and Oegopsid Squids. *FAO Species Catalogue for Fishery Purposes*, **4** (2): 269-347.
- SICCARDI A., MONTANARI M. (ed.), (1997) - ODAS Italia 1-Laboratorio marino d’altura in Mar Ligure Open Sea (ODAS Italia 1-Laboratory in the Ligurian Sea). CNR-Istituto Automazione Navale-Genova: 48 pp.
- TORTONESE E. (1970) - *Fauna d’Italia. X Osteichthyes. Parte I*. Calderini, Bologna: 565 pp.
- TORTONESE E. (1975) - *Fauna d’Italia. XI Osteichthyes Parte II*. Calderini, Bologna: 636 pp.
- WÜRTZ M., MARRALE D. (1993) - Food of striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, in the Ligurian sea. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **73**: 571-578.

R. SANDULLI, G. BAVESTRELLO¹, R. CHEMELLO², M.C. GAMBI³,
A. GIANGRANDE⁴, G.F. RUSSO, A. TERLIZZI⁴

DiSAm, Università di Napoli "Parthenope", Centro Direzionale Is. C4 - 80134 Napoli, Italia.
roberto.sandulli@uniparthenope.it

¹DISTAV, Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.

²DiSTeM, Università di Palermo, Via Archirafi, 22 - 90123 Palermo, Italia.

³Laboratorio di Ecologia Funzionale ed Evolutiva,

Stazione Zoologica "A. Dohrn" di Napoli, Ischia (NA), Italia.

⁴DiSTeBA, Università del Salento - 73100 Lecce, Italia.

PROSPETTIVE E CRITICITÀ SUL RUOLO DEL BENTHOS MEDITERRANEO NELLA DIRETTIVA SULLA MARINE STRATEGY

PERSPECTIVES AND CRITICALITIES ON THE ROLE OF MEDITERRANEAN BENTHOS IN THE MARINE STRATEGY FRAMEWORK

Abstract - *In Europe, the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) and the Water Framework Directive (WFD) are the main regulations for the protection of water bodies. The translation of their principles into valid and practical approaches is the main challenge for the scientific community. An additional and even more severe problem is related to the MSFD application in the Mediterranean area. The aim of the present contribution is to picture the present situation in Italy, as far as the benthic communities in the MSFD are concerned, pinpoint some conceptual and practical critical points, and possibly suggest some new tools useful for the definition of Good Ecological Status (GES).*

Key-words: *Mediterranean Sea, benthos, Marine Strategy Framework Directive, Good Ecological Status.*

Introduzione - La Direttiva quadro 2008/56/CE (MSFD, Marine Strategy Framework Directive) sulla strategia per l'ambiente marino, recepita in Italia con D.Lgs. n. 190 del 13 ottobre 2010 mette in evidenza "l'esigenza di ridurre l'impatto umano sull'ambiente marino, che costituisce un patrimonio prezioso che deve essere protetto, salvaguardato e, ove possibile, ripristinato al fine ultimo di mantenere la biodiversità e preservare la diversità e la vitalità di mari ed oceani affinché siano puliti, sani e produttivi". La Direttiva pone come obiettivo agli Stati membri di raggiungere il buono stato ambientale ("Good Environmental Status", GES) per le proprie acque marine entro il 2020.

Il Mar Mediterraneo rappresenta una delle 4 regioni in cui la Direttiva ha suddiviso le acque marine europee (insieme al Mar Baltico, all'Oceano Atlantico nordorientale e al Mar Nero). Nel Mediterraneo sono state individuate quattro sottoregioni: a) il Mediterraneo occidentale, b) il Mar Adriatico, c) il Mar Ionio e il Mediterraneo centrale e d) il Mar Egeo/Levantino. Le nostre coste fanno parte delle prime tre sottoregioni. Per assicurare il raggiungimento del GES è indispensabile che le "strategie" siano coordinate, coerenti e ben integrate con quelle previste da preesistenti atti normativi comunitari (ad es. infrastrutture, trasporti, pesca, turismo, ricerca) e accordi internazionali.

Sebbene la MSFD debba sottostare ad atti e accordi internazionali già in vigore, essa consente agli stati comunitari l'elaborazione in relativa autonomia, di una strategia che si basi su una valutazione iniziale, sulla definizione del GES, sull'individuazione di traguardi ambientali e sull'istituzione di programmi di monitoraggio.

Secondo la normativa, per GES (buono stato ambientale) delle acque marine si intende "la capacità di preservare la diversità ecologica, la vitalità dei mari e degli oceani affinché siano puliti, sani e produttivi mantenendo l'utilizzo dell'ambiente

marino ad un livello sostenibile e salvaguardando il potenziale per gli usi e le attività delle generazioni presenti e future". Allo scopo del raggiungimento degli obiettivi prefissati, la direttiva ha indicato 11 descrittori, ognuno dei quali comprende una serie di "indicatori" da tenere sotto controllo una volta raggiunto il buono stato ambientale.

Obiettivi - Lo scopo di questo intervento programmato è quello di indicare nuove possibili vie da percorrere nell'utilizzo della componente bentonica come affidabile strumento di valutazione e di monitoraggio del GES in ambienti mediterranei. Degli 11 descrittori indicati, 6 sono di rilevanza diretta per la componente bentonica:

Descrittore 1: mantenimento della biodiversità. Quando la qualità e la presenza di habitat e la distribuzione e abbondanza delle specie sono in linea con le prevalenti condizioni fisiografiche, geografiche e climatiche.

Descrittore 2: le specie non indigene introdotte dalle attività umane restano a livelli che non alterano negativamente gli ecosistemi.

Descrittore 3: popolazioni di pesci, molluschi e crostacei sfruttati a fini commerciali restano entro limiti biologicamente sicuri, presentando una ripartizione della popolazione per età e dimensioni indicativa della buona salute dello stock.

Descrittore 4: gli elementi della rete trofica marina sono presenti con normale abbondanza e diversità e con livelli in grado di assicurare l'abbondanza a lungo termine delle specie e la conservazione della loro piena capacità riproduttiva.

Descrittore 6: l'integrità del fondo marino è ad un livello tale da garantire che la struttura e le funzioni degli ecosistemi siano salvaguardate e gli ecosistemi bentonici, in particolare, non abbiano subito effetti negativi.

Descrittore 9: i contaminanti presenti nei pesci e in altri prodotti della pesca in mare destinati al consumo umano non eccedono i livelli stabiliti dalla legislazione comunitaria o da altre norme pertinenti.

I cinque descrittori rimanenti hanno rilevanza indiretta sul benthos:

Descrittore 5: la riduzione al minimo dell'eutrofizzazione di origine umana, in particolare i suoi effetti negativi, come perdite di biodiversità, degrado dell'ecosistema, fioriture algali nocive e carenza di ossigeno nelle acque in vicinanza del fondo.

Descrittore 7: la modifica permanente delle condizioni idrografiche che non influisce negativamente sugli ecosistemi marini.

Descrittore 8: le concentrazioni dei contaminanti presentano livelli che non danno origine a effetti inquinanti.

Descrittore 10: le proprietà e le quantità di rifiuti marini che non provocano danni all'ambiente costiero e marino.

Descrittore 11: l'introduzione di energia, comprese le fonti sonore sottomarine, a livelli che non hanno effetti negativi sull'ambiente marino.

La definizione del buono stato ambientale delle acque marine va ottenuta attraverso una valutazione iniziale basata sull'analisi degli elementi e delle caratteristiche essenziali e dell'attuale stato ambientale, un'analisi delle pressioni e degli impatti principali e un'analisi socioeconomica degli usi delle acque marine e dei costi derivanti dal degrado ambientale marino.

Uno degli obiettivi fondamentali della MSFD è rappresentato dalla prevenzione della perdita di diversità; il mantenimento della biodiversità è requisito fondamentale per il raggiungimento del buono stato ambientale delle acque marine. Un'elevata biodiversità può rendere i sistemi resilienti, cioè in grado di assorbire le perturbazioni sia naturali che determinate dall'uomo impedendo una diminuzione delle funzioni dell'ecosistema e la perdita di beni e servizi forniti dall'ambiente.

I macroinvertebrati bentonici sono stati considerati in 4 descrittori (1, 2, 4 e 6): nel primo (vedi sopra), i criteri proposti sono la distribuzione della specie, le dimensioni

della popolazione, le condizioni della popolazione, la distribuzione dell'habitat, le condizioni della comunità bentonica in confronto ad altre comunità (Tabella 1 dell'Annesso III della MSFD).

Nel caso del secondo descrittore, se si rinvenivano specie bentoniche alloctone, e in particolare invasive, tale descrittore deve essere considerato nella valutazione del GES.

Per il quarto descrittore si è proposto un indicatore per il criterio 'abbondanza/distribuzione di specie/gruppi chiave' nel trend di abbondanza di determinate specie/gruppi importanti dal punto di vista funzionale (ad es. specie/gruppi con velocità elevate di turnover, specie/gruppi che definiscono habitat).

Nel caso del sesto descrittore, per quel che riguarda le condizioni delle comunità bentoniche, si sono proposti i seguenti indicatori: presenza di specie particolarmente sensibili/tolleranti, indici multi-metrici di valutazione delle condizioni e funzionalità delle comunità bentoniche (diversità e ricchezza di specie, rapporto tra specie opportuniste e specie sensibili).

Per un numero di criteri e di indicatori correlati, sono necessari, tuttavia, ulteriori informazioni e approfondimenti, e gli Stati membri devono vagliare ciascuno dei criteri e indicatori per identificare quali siano quelli più utili allo scopo di determinare il GES.

L'applicazione di un approccio ecosistemico è considerato uno dei più importanti requisiti per la gestione ambientale sostenibile. Sta cominciando ad emergere, infatti, un approccio che utilizza strategie per integrare dati scientifici sul cambiamento degli ecosistemi con dati socio-economici (beni e servizi) in modo tale da raggiungere una sostenibilità a lungo termine delle risorse (Sherman e Duda, 1999; Rosenberg e McLeod, 2005; Leslie e McLeod, 2007).

Per determinare lo stato di salute di un sistema occorre tener conto della struttura, dei processi e delle funzioni degli ecosistemi marini, mettendo insieme fattori naturali, fisici, chimici, biologici, climatici, geografici ed integrarli con le attività e gli impatti umani nell'area in esame (Borja *et al.*, 2009a). Tale approccio, che combina l'utilizzo di parametri fisico-chimici a elementi biologici e alle concentrazioni di inquinanti, è utilizzato nella WFD per valutare lo stato di salute degli ecosistemi (Borja e Dauer, 2008; Borja *et al.*, 2009c). A tali elementi strutturali si possono aggiungere altri attributi ecosistemici come ad esempio le dinamiche delle reti alimentari, la diversità specifica e le storie vitali prevalenti, che pur non essendo proprietà biologiche dirette, ma funzioni dell'intero ecosistema (Weisberg *et al.*, 1997; Fulton *et al.*, 2005; Rogers *et al.*, 2007; Lavesque *et al.*, 2009; Samhuri *et al.*, 2009), sono importanti indicatori del funzionamento e dello stato degli ecosistemi (Borja *et al.*, 2009b; Samhuri *et al.*, 2009). In tal senso questi indicatori possono aiutare nella valutazione del GES a livello ecosistemico. L'approccio ecosistemico è maggiormente considerato nella MSFD, dove vengono stabiliti un numero di criteri fisico-chimici e biologici, per ciascuno dei descrittori (Borja *et al.*, 2009b; Rice *et al.*, 2010). Tuttavia, la selezione dei criteri nelle regioni o sub-regioni è ancora un problema per l'implementazione della MSFD da parte degli Stati membri.

Inoltre, una cosa è la selezione di un set appropriato di indicatori, mentre altra cosa è l'integrazione di tutti gli indicatori in un singolo punteggio che possa indicare lo stato e la performance di un sistema acquatico (Aubry e Elliott, 2006; Borja *et al.*, 2008, 2009b; Foden *et al.*, 2008). Dopo vari tentativi, van Hoey *et al.* (2010) suggeriscono l'applicazione di un albero di decisioni i cui elementi vengono 'pesati' in base alla loro efficacia nella valutazione dello stato (ad es. il benthos con metodi confrontati e intercalibrati); questo approccio risulterebbe più accurato nel definire la classificazione di un sistema a causa della sua maggiore sensibilità alle pressioni (Borja *et al.*, 2008). Ovviamente, tale compito, nel caso della MSFD, risulta quanto

mai complesso a causa dell'alto numero dei descrittori e degli indicatori per valutare il GES di una regione in relazione alle varie pressioni umane locali.

La definizione del GES nella MFSD richiede lo sviluppo di indicatori, la definizione di condizioni originali (incontaminate) o sostenibili e le connessioni tra lo stato ecologico e le pressioni antropiche.

Gli indicatori bentonici marini sono particolarmente importanti nella MFSD (Heink e Kowarik, 2010). Ne esistono diversi e di diverso tipo (Diaz *et al.*, 2004; Borja e Dauer, 2008). Il primo scopo di tali indicatori consiste nel poter distinguere tra un sistema in salute e un sistema degradato con sufficiente precisione da poter identificare il limite critico tra la necessità di 'agire' e di 'non agire' per migliorare le condizioni ambientali. Sia la WFD che la MSFD hanno cercato di favorire l'implementazione di tali indicatori, testandone i limiti e la validità del loro monitoraggio, da parte degli Stati membri, attraverso esercizi di intercalibrazione nelle varie ecoregioni (Borja *et al.*, 2007; Lopez y Rojo *et al.*, 2011). Grazie a tali esperienze è possibile affermare che i futuri approfondimenti dovrebbero concentrarsi principalmente su (a) maggiore conoscenza della variabilità naturale nelle aree di riferimento, (b) massimizzazione della trasparenza nello scambio delle informazioni tra i vari laboratori di ricerca coinvolti e (c) necessità di migliorare l'approccio statistico delle comparazioni (Duarte, 2009).

Sebbene l'aver selezionato alcuni indicatori comuni alle diverse aree possa essere considerato un passo avanti, la selezione di quelli ottimali o più appropriati resta il maggiore problema. Per le varie regioni e sub-regioni la scelta del set di indicatori ottimale differirà per i diversi siti, così come lo sforzo di campionamento, e gli stessi livelli soglia, pertanto, non potranno essere universalmente applicati.

Gli indicatori definiti per ciascun descrittore nella MSFD sono soprattutto di tipo univariato (abbondanza, biomassa, produttività) ad eccezione del criterio 'condizione della comunità bentonica' sotto il descrittore 'Integrità del fondo marino' (Rice *et al.*, 2010). I bentonologi tendono a favorire una combinazione di diversi indicatori per poter meglio valutare la complessità dell'ecosistema e ridurre il livello di incertezza dei risultati (Dauvin, 2007). In generale, l'uso di un singolo indicatore, sebbene utile, rappresenta una riduzione troppo drastica della complessità ambientale per fornire una conclusione chiara dello stato di qualità di un sistema. Si è pertanto pensato che tali indicatori dovrebbero essere impiegati integrandoli in griglie multiparametriche (Sandulli, 2004), indicatori multi-metrici o multivariati integrati (Borja *et al.*, 2004; Muxika *et al.*, 2007a). Tale approccio, però, richiede l'integrazione di più indici (che spesso necessitano di un'analisi dei popolamenti a livello di specie) in un ambito multivariato e potrebbe, pertanto, risultare troppo impegnativo per i fini che si propone.

Studi recenti dimostrano che le principali differenze tra gli indicatori consistono in differenze di sensibilità (risposte contraddittorie per lo stesso impatto), variabilità naturale, tipi di variabili incluse negli indicatori multi-metrici (ad es. differenti indici di diversità possono reagire diversamente quando esposti alla stessa pressione), metodo utilizzato per determinare la sensibilità/tolleranza delle specie, e reazione degli indicatori alla strategia di campionamento (ad es. repliche raggruppate o non raggruppate). Un indicatore bentonico non può essere applicato dappertutto, in quanto gli organismi non sono egualmente sensibili a tutti i tipi di disturbo (Buhl-Mortensen *et al.*, 2009), in diverse aree geografiche (Dauvin, 2007; Bevilacqua *et al.*, 2012a) e in diversi habitat (Tagliapietra *et al.*, 2009; Bevilacqua *et al.*, 2012b). Idealmente, ogni indicatore dovrebbe essere messo in relazione all'agente stressante, avere una variabilità naturale bassa e fornire una risposta interpretabile e che non si possa confondere con cambiamenti naturali (Hering *et al.*, 2006; Green e Chapman, 2011).

Per la MSFD, è necessario che gli indicatori selezionati siano adeguati a distinguere tutti i tipi di impatto antropico e a consentirne una valutazione adeguata globale. Tuttavia, esiste ancora una notevole carenza di dati in relazione alla possibilità di misurare il funzionamento degli ecosistemi utilizzando gli indicatori, e la stessa attendibilità degli indici e degli indicatori è sempre più criticata in quanto ipersemplificativa (ad es. Green e Chapman, 2011). Inoltre, studi recenti dimostrano l'esigenza di indagini più complete sulla biodiversità in habitat diversi e sulle relazioni biodiversità/funzionamento degli ecosistemi allo scopo di poter identificare impatti antropici singoli e sinergici/cumulativi sulla biodiversità (Narayanaswamy *et al.*, 2013).

Viste le difficoltà sopra indicate, un aspetto cui si fa spesso ricorso è il cosiddetto "giudizio esperto". Tale giudizio dovrebbe però essere usato come primo approccio e non come ultimo. Tuttavia l'uso del giudizio esperto può presentare qualche vantaggio come complemento per valutare il GES perché, ad esempio, i bentonologi esperti sono capaci di predire ragionevolmente lo stato ecologico dei campioni di bentos esaminati, dal solo esame della composizione in specie (Weisberg *et al.*, 2008; Teixeira *et al.*, 2010). Quindi, può essere utile applicare il giudizio esperto insieme ad approcci più oggettivi.

Inoltre, è importante sottolineare che le comunità bentoniche cambiano nel tempo e nello spazio in risposta a variazioni naturali o antropogeniche (Clarke *et al.*, 2006), spesso concausate da cambiamenti climatici (Kröncke *et al.*, 2001; Frid *et al.*, 2009). Risulta quindi di fondamentale importanza definire lo stato di 'naturalità' del sistema, cosa che presenta notevoli difficoltà (Derous *et al.*, 2007), anche se l'implementazione delle Aree Marine Protette (AMP) potrebbe aiutare in tale scopo nel prossimo futuro. È, tuttavia, utopistico pensare che le AMP siano completamente isolate dal contesto ambientale esterno ad esse; la gran parte degli impatti (inquinamento organico, specie invasive, diffusione dei patogeni, etc.) agiscono ad una scala molto più ampia di quella delimitata dai confini spaziali di un'AMP.

Gli effetti delle pressioni antropiche sui sistemi marini e in particolare sulle comunità bentoniche, sono di due tipi: impatti a larga scala, spesso indiretti (ad es. variazioni climatiche, eutrofizzazione), non facilmente quantificabili nello spazio, e impatti diretti e misurabili come, ad esempio, pesca a strascico, presenza di impianti di acquacoltura, estrazioni petrolifere e dragaggi che possono essere localizzati con precisione (Birchenough *et al.*, 2006, 2010; Birchenough e Frid, 2009).

La maggior parte degli indicatori bentonici sviluppati per la stima della qualità ecologica (Grall e Glemarec, 1997; Weisberg *et al.*, 1997; Simboura e Zenetos, 2002; Rosenberg *et al.*, 2004) si basa principalmente sul modello di Pearson e Rosenberg (1978). Tale modello dice che le comunità bentoniche variano la loro diversità, abbondanza e composizione specifica, lungo un gradiente di disturbo (soprattutto arricchimento organico), a seconda della loro tolleranza al disturbo. Questo modello di risposta bentonica, con le dovute differenze in ampiezza, è probabilmente applicabile a diversi tipi di pressione sebbene la sensibilità o la tolleranza di alcune specie bentoniche possa variare in funzione dei vari tipi di pressione.

Un problema aggiuntivo nella valutazione della bontà degli indicatori è legato al fatto che nella maggior parte dei casi gli ambienti naturali subiscono diverse pressioni contemporaneamente. Ciò rende difficile distinguere la pressione o le pressioni principalmente responsabili dei cambiamenti nelle comunità bentoniche.

Un ulteriore problema è legato agli effetti ad ampia scala (ad es. eutrofizzazione e climate change) e/o alla mancanza di aree prive di impatto. Se vi sono gradienti spazio-temporali misurabili, come la quantificazione dello sforzo di pesca attraverso il sistema di monitoraggio delle imbarcazioni da pesca, allora è possibile distinguere il loro impatto da altre pressioni. Un possibile aiuto potrebbe venire in futuro dalle

AMP che sono tutelate dai disturbi antropici a scala locale. Inoltre, è necessaria una quantificazione delle pressioni su alcuni tipi di fondali (ad es. quelli esposti a pressioni di pesca e di estrazione di sedimento), per migliorare la valutazione dello stato degli ecosistemi utilizzando gli indicatori e per meglio comprendere le relazioni tra le pressioni e le risposte.

Abbiamo già sottolineato sopra che un buon indicatore dovrebbe essere in grado di percepire un disturbo antropico e essere insensibile alla cosiddetta variabilità naturale.

Tuttavia, gli indicatori purtroppo reagiscono ad entrambe le tipologie di variazioni ambientali, anche se, talvolta, in maniera differente (Wilson e Jeffrey, 1994; Elliott e Quintino, 2007; Dauvin, 2007). Questo rende indispensabile l'adozione di piani di monitoraggio e di campionamento appropriati i cui risultati possono aiutare a distinguere fra diversi impatti che agiscono sul sistema simultaneamente.

L'adozione di un modello spaziale di campionamento idoneo può consentire di evidenziare effetti locali legati ad influenze quantificabili localmente, da effetti a grande scala che sono evidenti in tutte le stazioni in modo simile.

Le condizioni di riferimento, che, peraltro, sono spesso ignote, sono solo parzialmente sufficienti per spiegare la variabilità naturale di un ecosistema marino. Tali condizioni sono spesso impiegate per stabilire un target di qualità ambientale di un dato habitat o ecoregione. Quando la qualità del sistema scende al di sotto di tale target è necessario adottare subito un provvedimento gestionale; ma, se la caduta di qualità è stata causata da un disturbo naturale oppure dalla variabilità naturale, allora la risposta gestionale diventa inutile se non addirittura negativa.

In ogni caso, la gran parte degli indicatori bentonici è stata selezionata per discriminare tra siti sottoposti ad effetti antropici e siti incontaminati di riferimento (Chainho *et al.*, 2007; Dauvin e Ruellet, 2009; Kröncke e Reiss, 2010). Tuttavia è necessario raccogliere ulteriori dati spazio-temporali sulle dinamiche delle comunità bentoniche per testare la risposta degli indicatori alla variabilità naturale. Uno dei problemi collegati con quanto sopra è appunto quello relativo alla scelta dei siti di riferimento che dovrebbero essere quanto più possibile scevri da impatti, anche se la naturalità di per sé può non essere un criterio utile se univoco. Ad esempio nel caso delle praterie di *Posidonia oceanica*, indicatori basati sulla densità dei fasci anche in praterie *pristine* devono tenere conto della profondità di insediamento della specie e della topografia del substrato che influenza la copertura della pianta. Pertanto risultano essenziali a tal fine sia studi sulla variabilità spaziale di alcune variabili morfologiche e strutturali confrontando siti a diverso impatto (Vasapollo e Gambi, 2012), sia esercizi di intercalibrazione in cui diversi indici vengono applicati agli stessi siti di riferimento (Lopez y Rojo *et al.*, 2011).

Anche le specie aliene o non indigene, come recita la MSFD, possono essere di utilità per stabilire la qualità di un sistema. Le specie aliene non sono menzionate nella WFD, tuttavia sono considerate come 'pressioni' biologiche. La MSFD considera "le specie non-indigene introdotte da attività umane a livelli che non alterano negativamente gli ecosistemi" come 'descrittore'. Gli indicatori proposti per tale descrittore si concentrano sulla prevenzione e sono mirati alla preparazione di liste di specie non-indigene, di liste di specie potenzialmente dannose e all'uso di indici di inquinamento biologico. È interessante notare che la WFD considera le specie aliene come una caratteristica 'negativa' (Muxika *et al.*, 2007a), mentre la MSFD ritiene che le specie non-indigene non modifichino necessariamente in modo negativo l'ambiente. Attualmente, molte specie alloctone sono diventate parte dell'ecosistema, generando impatti soprattutto negativi (ad es. competizione, sostituzione di specie indigene, modifiche degli habitat e alterazioni delle reti trofiche) (Nehring, 2006; Occhipinti-Ambrogi, 2007; Felling *et al.*, 2012). In alcuni casi, tuttavia, le specie

aliene possono avere un effetto positivo sul funzionamento degli ecosistemi (ad es. incrementi di biomassa, di capacità filtrante, di diversità specifica) (Armonies e Reise, 1998; Daunys *et al.*, 2006; Sandulli *et al.*, 2004; Lorenti *et al.*, 2011) o sulla produttività delle risorse biologiche (pesca e acquacoltura) (Occhipinti Ambrogi, 2007).

Quando le specie aliene diventano dominanti e si diffondono con effetti negativi, vengono definite 'invasive'. Non è facile determinare l'invasività di una specie, ma è essenziale in una valutazione ecologica in quanto il suo ruolo, la sua nicchia, nel funzionamento dell'ecosistema potrebbe essere cruciale. È perciò di massima importanza prevenire l'invasione di specie aliene anche perché spesso queste portano a elevate perdite economiche.

La MSFD afferma che gli Stati membri dovrebbero sviluppare programmi di monitoraggio per valutare lo stato di salute degli ecosistemi consentendo quindi una stima affidabile del GES. Nel caso del monitoraggio delle comunità bentoniche, il tipo di tecnica di campionamento (benna van Veen, box corer, campionatori operati da subacqueo, etc.), il numero di repliche (da 3 a 20), il trattamento dei campioni (differenze nelle maglie dei setacci) e la strategia di campionamento dipendono soprattutto dal tipo di habitat, dal tipo di indicatore, dallo scopo del programma e dal budget disponibile (Muxika *et al.*, 2007b; Van Hoey *et al.*, 2007; Josefson *et al.*, 2009; Lavesque *et al.*, 2009). Attualmente vi sono approcci differenti nei programmi di monitoraggio in Europa, e quindi è necessario armonizzare alcuni aspetti alla luce della MSFD.

Per prima cosa è necessario valutare l'eterogeneità dell'habitat della zona di studio. Per gli organismi del benthos è preferibile usare una strategia di campionamento stratificato per habitat perché le caratteristiche delle comunità bentoniche sono habitat dipendenti (Van Hoey *et al.*, 2004). Tale approccio prevede un'estensiva mappatura degli habitat bentonici, al presente in corso, con una buona conoscenza della loro variabilità naturale spazio-temporale (Degraer *et al.*, 2008).

Un secondo aspetto da considerare è rappresentato da quanto possano essere realistiche le valutazioni del GES che dipende da quanti campioni vengono raccolti in un habitat, corpo d'acqua, o sub-regione, dall'eterogeneità naturale del tipo di habitat e dalla potenza statistica richiesta per evidenziare certi effetti. Quest'ultima, a sua volta, aumenterà con l'aumentare dello sforzo di campionamento e si abbasserà in funzione dell'incremento della varianza del campione (Underwood e Chapman, 2003).

Un terzo aspetto è legato al fatto che la MSFD prevede la rideterminazione del GES ogni 6 anni, il che comporta un dispendioso monitoraggio di tutti gli elementi, indicatori e parametri, sia in termini economici che di sforzo di lavoro. Il tutto è aggravato spesso dalle ristrettezze economiche che rendono difficile l'attuazione di programmi di monitoraggio ambiziosi.

Pertanto, la MSFD richiede la valutazione di diversi indicatori su scala spazio-temporale molto vasta e con sforzo di campionamento e analitico molto elevato, per giungere a una stima dello stato del sistema; per ottenere tali risultati è necessario che gli Stati membri adottino programmi di monitoraggio nazionali o regionali a basso rapporto costi/benefici (Martins *et al.*, 2009). Per raggiungere tale scopo, di seguito sono illustrati alcuni approcci metodologici che potrebbero essere utili nell'applicazione della MSFD in Italia.

Un primo approccio riguarda la stima del numero di specie in grandi aree. Questo metodo integra le curve di accumulo specie-area (o specie-campione) con l'uso di surrogati tassonomici per ottenere stime affidabili del numero di specie riducendo, al tempo stesso, l'impegno derivante dalle analisi degli organismi a livello di specie. Il modello di accumulo specie-area utilizzato nell'approccio è

quello della 'Total Species (T-S) curve' proposto da Ugland *et al.* (2003). Rispetto ai modelli classici, la curva T-S considera l'eterogeneità nella distribuzione delle specie all'interno dell'area in esame. L'integrazione tra l'uso delle curve T-S e dei surrogati tassonomici è resa possibile dall'elevata correlazione tra il coefficiente delle curve e la β -diversità di un'area e dal fatto che la β -diversità a livello di specie si conserva a livelli tassonomici superiori (Terlizzi *et al.*, 2009). L'approccio permette stime affidabili del numero di specie in una data area sulla base di analisi tassonomiche a livello di famiglia per tutti i campioni, e solo di una porzione limitata di campioni a livello di specie. L'applicazione di questo approccio a popolamenti bentonici in differenti aree del pianeta ha dimostrato che è possibile stimare il numero di specie in una data area riducendo i campioni da analizzare a livello di specie di circa il 50-75%. Le potenziali applicazioni di questo approccio nella MSFD sono molteplici, dalla stima della diversità a scala regionale, all'identificazione di aree prioritarie per la conservazione, al monitoraggio della biodiversità a scala regionale.

Il secondo approccio va incontro alla necessità di bilanciare la richiesta di un monitoraggio continuo ed efficace alla necessità di risorse che questo richiederebbe e al rischio di semplificazione derivante dall'uso di indicatori troppo approssimativi. Finora, questa problematica è stata affrontata soprattutto ricorrendo all'uso di surrogati tassonomici da utilizzare al posto delle specie. Tuttavia, tale approccio presenta spesso notevoli controindicazioni, prime tra tutte la perdita di informazione ecologica e la ridotta capacità di inferenza sui processi ecologici che determinano i pattern osservati, nonché l'assenza di controllo sull'errore derivante dall'uso dei surrogati tassonomici. Recenti studi hanno mostrato che la perdita di informazione legata all'uso di questi ultimi dipende da rapporti numerici tra numero di specie e numero di surrogati più che dalle relazioni tassonomiche tra specie in sé (Bevilacqua *et al.*, 2012a). I surrogati tassonomici, quindi, si comportano come gruppi casuali di specie, privi di qualunque consistenza ecologica. Su questa base teorica è stato definito un approccio metodologico per la definizione di surrogati delle specie che esula dalle loro relazioni tassonomiche e permette l'utilizzo di diversi tipi di surrogati per massimizzare l'informazione ecologica (Bevilacqua *et al.*, 2012b). In pratica, attraverso la costruzione di modelli neutrali, l'approccio permette di identificare il numero minimo di surrogati necessari ad ottenere risultati consistenti con quelli che si otterrebbero utilizzando le specie. Una volta definito il numero di surrogati, un processo logico porta all'identificazione del tipo di surrogati da utilizzare in modo da ottimizzare la necessità di informazione ecologica con la necessità di semplificare al massimo l'identificazione degli organismi. L'applicazione a casi di studio in Mediterraneo ha verificato la validità di quest'approccio sia nello studio di gradienti naturali sia nella valutazione di impatti antropici (Bevilacqua *et al.*, 2013), che potrebbe rappresentare un'alternativa efficace per l'implementazione di un metodo di ottimizzazione del monitoraggio valido a scala europea.

Riguardo il Descrittore 1, sebbene la biodiversità del Mediterraneo sia stata ampiamente studiata da almeno due secoli, grandi porzioni del bacino, particolarmente nella zona profonda, rimangono ampiamente sconosciute. Solo pochi dati quantitativi sono disponibili riguardo la distribuzione della megafauna dei fondi duri dell'orizzonte profondo del circolitorale conosciuto come biocenosi delle "rocce del largo".

In questo habitat le condizioni di progressiva diminuzione della luminosità influenzano la produzione primaria ma la composizione delle comunità, sia come biodiversità che come biomassa, risulta comparabile con quelle di acque più superficiali (Bo *et al.*, 2009, 2011).

La mancanza di dati bionomici su questi ambienti è legata alle tecniche cieche e invasive tradizionalmente utilizzate (Bombace e Frogliola, 1972; Tursi *et al.*, 2004;

Taviani *et al.*, 2005) mentre, più recentemente, metodologie dirette e non distruttive, come l'uso del ROV e/o delle immersioni tecniche, hanno iniziato a rendere disponibile dati che indicano un'ampia diversità e abbondanza di filtratori come spugne, gorgonie, coralli neri e sclerattinie (Pèrès e Picard, 1964; Cerrano *et al.*, 2010; Bo *et al.*, 2008, 2009, 2010, 2012; Salvati *et al.*, 2010; Angiolillo *et al.*, 2012; Giusti *et al.*, 2012). Questi organismi sono tipici *ecosystem engineers* in grado di creare complessi habitat tridimensionali che sostengono elevate biodiversità promuovendo alti livelli di funzionamento ecosistemico (Cerrano *et al.*, 2010; Linares *et al.*, 2008), creando substrati colonizzabili, offrendo rifugio per numerosi invertebrati e rappresentando una area di nursery per diverse specie di pesci.

La colonizzazione di questi ambienti è controllata da fattori biotici e abiotici, che risultano in pattern di biodiversità variabili a diversa scala spaziale che vanno dal livello delle singole secche, vere isole di substrato duro disperse in un mare di fondi incoerenti, ai *seamount* (ancora largamente inesplorati in Mediterraneo), fino a livello dell'intero bacino. Poca attenzione è stata fino ad oggi dedicata alle influenze antropiche sulla struttura di queste biocenosi. In particolare è ancora poco noto l'effetto della pesca professionale e ricreativa. Dati recenti derivanti dallo studio di numerosi banchi del Tirreno indicano livelli di impatto della pesca fino a oltre il 60% dell'area del banco. Un problema di notevole interesse pratico riguarda i descrittori da utilizzarsi per valutare l'impatto della pesca sulle biocenosi attraverso i filmati ROV. Un primo descrittore utile è l'area in cui sono visibili attrezzi persi. Questo aspetto è fortemente in relazione con il descrittore 10 riguardante i rifiuti presenti sul fondo marino. In aggiunta possono essere contati gli attrezzi direttamente impigliati in organismi ramificati, ed infine possono essere valutati gli cnidari ramificati che presentano variazioni nella loro forma regolare o necrosi dovute a possibili impatti meccanici.

Per quanto riguarda la tematica delle specie aliene, bisogna sottolineare che, nella maggior parte dei casi, siamo ancora molto lontani dalla comprensione dell'effetto che alcune specie alloctone stabilite possano determinare sulle specie autoctone e quindi sull'intero sistema (Zenetos *et al.*, 2010, 2012; Occhipinti Ambrogi *et al.*, 2011). Gli studiosi che si occupano di questa tematica in Italia stanno discutendo sull'applicazione di possibili indici, con la consapevolezza, tuttavia, che le conoscenze attuali, per la maggior parte a livello qualitativo, non permettono al momento la compilazione di indici che descrivano lo stato della situazione ambientale riguardo all'impatto delle specie aliene. Le specie aliene (considerate come "inquinamento biologico") sono quasi sempre la conseguenza e non la causa di condizioni ambientali degradate o di ambienti fortemente stressati in cui le popolazioni delle specie native sono già ridotte o molto impattate, proprio per questo possono essere un ulteriore elemento di valutazione dello stato ambientale. Basta considerare la distribuzione degli hot-spot di elementi alloctoni lungo le nostre coste, concentrati in lagune, porti e bacini marini chiusi (Occhipinti Ambrogi *et al.*, 2011). Tuttavia, le specie aliene sono spesso rilevate anche in condizioni ambientali *pristine*, ad esempio nelle AMP o in aree con limitato disturbo antropico, ma caratterizzate da elevato turismo e diportismo nautico (Russo *et al.*, 2003; Guala *et al.*, 2003), che costituiscono i vettori di trasporto. Anche questo aspetto contribuisce a fare di questi elementi alieni degli indicatori interessanti il cui significato e valore euristico di presenza ed entità di colonizzazione in un ambiente va però valutato alla luce degli altri impatti e nel complesso delle caratteristiche e della storia naturale ed utilizzo attuale dell'habitat che si sta considerando.

Negli ambienti semichiusi del Mediterraneo Centrale e Orientale è stato osservato che il fouling risulta attualmente fortemente dominato da specie alloctone, ma non si è ancora giunti a stabilire se ciò sia negativo per la funzionalità dell'ecosistema

e se queste specie introdotte abbiano soppiantato le specie native tipiche di questi ambienti. Il Mar Grande di Taranto, considerato un hot spot di specie alloctone, si presta particolarmente ad uno studio di questo tipo poiché esistono conoscenze pregresse estensive sulle dinamiche stagionali delle specie del fouling da permettere la realizzazione di un indice funzionale che metta in relazione la capacità filtrante delle singole specie con la loro abbondanza relativa. Ciò permetterebbe di valutare che tipo di cambiamento a livello funzionale possa avere la sostituzione di un taxon con un altro.

Conclusioni - L'implementazione della WFD ha stimolato diversi studi nel campo della ricerca scientifica ambientale che hanno portato allo sviluppo di molti indicatori più o meno efficaci. Soprattutto per quel che riguarda gli invertebrati bentonici, le nuove conoscenze acquisite sono molto vaste e riflettono in gran parte l'idea che il benthos sia il comparto ecosistemico più sensibile ed efficace nello studio della valutazione ambientale marina. La MSFD in sostanza richiama quello stabilito dalla WFD e ha scopi simili, anche per cercare di limitare il bisogno di sviluppare nuovi metodi.

La vastità delle aree marine europee e la notevole complessità degli ecosistemi non consente, tuttavia, l'identificazione di indicatori universali che, in molti casi, richiedono uno sforzo di campionamento ed analitico notevole. L'implementazione di solide strategie di campionamento in relazione ai vari tipi di habitat deve rappresentare un prerequisito indispensabile per una stima affidabile dello stato di un sistema e per una valutazione dell'efficacia delle decisioni gestionali. Se è vero che gli indicatori forniscono informazioni basate sull'evidenza, tuttavia essi rappresentano sempre delle "ipersemplificazioni ecologiche"; è quindi necessario essere sempre cauti nel loro uso nella valutazione ambientale. È inoltre indispensabile che gli esperti nel campo siano coinvolti in tutti i passaggi che portano alla programmazione della valutazione ambientale e a tutti i livelli dell'amministrazione, a partire da quella regionale fino a quella dell'EU, per assicurare la qualità e l'affidabilità dei risultati.

Molti approcci sono applicabili in certe regioni, ma pochi, se non nessuno, può rispondere a tutti i problemi. È quindi necessario applicare strategie di valutazione comparabili nelle varie regioni per consentire una stima dello stato ambientale valida per tutte le regioni impiegando gli stessi principi, anche se è necessario adottare metodi e indicatori diversi a seconda dell'area in esame. Il grado di applicabilità dei vari approcci dipende dalla complessità della metodologia e dalla loro 'versatilità' nelle varie regioni.

La MSFD dovrebbe trarre vantaggio dalla ricerca scientifica stimolata dalla WFD. Di conseguenza è richiesta una buona comunicazione fra gli attori delle due direttive, e questo è spesso un compito arduo.

Le nostre conclusioni sono quindi abbastanza critiche nei confronti della validità dell'approccio previsto dalla MSFD, almeno per quel che riguarda il benthos mediterraneo. Tale direttiva tende ad avere una visione troppo semplicistica degli ambienti marini e il raggiungimento della definizione di GES non può essere ottenuto attraverso l'esclusivo uso di semplici indicatori e indici.

Bibliografia

- ANGIOLILLO M., BO M., BAVESTRELLO G., GIUSTI M., SALVATI E., CANESE S. (2012) - Record of *Ellisella paraplexauroides* (Anthozoa: Alcyonacea: Ellisellidae) in Italian waters (Mediterranean Sea). *Mar. Biodiv. Records*, **5**, doi: 10.1017/S1755267211000972.
- ARMONIES W., REISE K. (1998) - On the population development of the introduced razor clam *Ensis americanus* near the island of Sylt (North Sea). *Helgoländer Meeresun.*, **52**: 291-300.
- AUBRY A., ELLIOTT M. (2006) - The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: application to the Humber Estuary, UK. *Mar. Pollut. Bull.*, **53**: 175-185.

- BEVILACQUA S., CLAUDET J., TERLIZZI A. (2013) - Best Practicable Aggregation of Species: a step forward for species surrogacy in environmental assessment and monitoring. *Ecol. Evol.*, **3** (11): 3780-3793.
- BEVILACQUA S., SANDULLI R., PLICANTI A., TERLIZZI A. (2012a) - Taxonomic distinctness in Mediterranean marine nematodes and its relevance for environmental impact assessment. *Mar. Pollut. Bull.*, **64**: 1409-1416.
- BEVILACQUA S., TERLIZZI A., CLAUDET J., FRASCHETTI S., BOERO F. (2012b) - Taxonomic relatedness does not matter for species surrogacy in the assessment of community responses to environmental drivers. *J. Appl. Ecol.*, **49**: 357-366.
- BIRCHENOUGH S.N.R., BOYD S.E., COGGAN R.A., LIMPENNY D.S., MEADOWS W.J., REES H.L. (2006) - Lights, camera and acoustics: assessing macrobenthic communities at a dredged material disposal site off the North East coast of the UK. *J. Marine Syst.*, **62**: 204-216.
- BIRCHENOUGH S.N.R., BOYD S.E., VANSTAEN K., COGGAN R.A., LIMPENNY D.S. (2010) - Mapping an aggregate extraction site off the Eastern English Channel: a methodology in support of monitoring and management. *Estuar. Coast. Shelf S.*, **87**: 420-430.
- BIRCHENOUGH S.N.R., FRID C.L.J. (2009) - Macrobenthic succession following the cessation of sewage sludge disposal. *J. Sea Res.*, **62**: 258-267.
- BO M., BAVESTRELLO G., CANESE S., GIUSTI M., ANGIOLILLO M., CERRANO C., SALVATI E., GRECO S. (2010) - Coral assemblage off the Calabrian coast (South Italy) with new observations on living colonies of *Antipathes dichotoma*. *Ital. J. Zool.*, **78**: 231-242.
- BO M., BAVESTRELLO G., CANESE S., GIUSTI M., SALVATI E., ANGIOLILLO M., GRECO S. (2009) - Characteristics of a black coral meadow in the twilight zone of the central Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **397**: 53-61.
- BO M., BERTOLINO M., BORGHINI M., CASTELLANO M., COVAZZI HARRIAGUE A., DI CAMILLO C.G., GASPARINI G.P., MISIC C., POVERO P., PUSCEDDU A., SCHROEDER K., BAVESTRELLO G. (2011) - Characteristics of the mesophotic megabenthic assemblages of the Vercelli Seamount (North Tyrrhenian Sea). *PLoS-One*, **6**, doi: 10.1371/journal.pone.0016357.
- BO M., CANESE S., SPAGGIARI C., PUSCEDDU A., BERTOLINO M., ANGIOLILLO M., GIUSTI M., LORETO M.F., SALVATI E., GRECO S., BAVESTRELLO G. (2012) - Deep coral oases in the South Tyrrhenian Sea. *PLoS-One*, **7**, doi: 10.1371/journal.pone.0049870.
- BO M., TAZIOLI S., SPANÒ N., BAVESTRELLO G. (2008) - *Antipathella subpinnata* (Antipatharia, Myriopathidae) in Italian seas. *Ital. J. Zool.*, **75**: 185-195.
- BOMBACE G., FROGLIA C. (1972) - Première remarques sur les peuplements de l'étage bathyal de la Basse Adriatique. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, **37**: 159-161.
- BORJA A., BRICKER S.B., DAUER D.M., DEMETRIADES N.T., FERREIRA J.G., FORBES A.T., HUTCHINGS P., JIA X., KENCHINGTON R., MARQUES J.C., ZHU C. (2008) - Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Mar. Pollut. Bull.*, **56**: 1519-1537.
- BORJA A., BRICKER S.B., DAUER D.M., DEMETRIADES N.T., FERREIRA J.G., FORBES A.T., HUTCHINGS P., JIA X., KENCHINGTON R., MARQUES J.C., ZHU C. (2009a) - Ecological integrity assessment, ecosystem-based approach, and integrative methodologies: are these concepts equivalent? *Mar. Pollut. Bull.*, **58**: 457-458.
- BORJA A., DAUER D.M. (2008) - Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators*, **8**: 331-337.
- BORJA A., FRANCO J., VALENCIA V., BALD J., MUXIKA I., BELZUNCE M.J., SOLAUN O. (2004) - Implementation of the European water framework directive from the Basque country (Northern Spain): a methodological approach. *Mar. Pollut. Bull.*, **48**: 209-218.
- BORJA A., JOSEFSON A.B., MILES A., MUXIKA I., OLSGARD F., PHILLIPS G., RODRIGUEZ J.G., RYGG B. (2007) - An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European water framework directive. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**: 42-52.
- BORJA A., MILES A., OCCHIPINTI-AMBROGI A., BERG T. (2009b) - Current status of macroinvertebrate methods used for assessing the quality of European marine waters: implementing the Water Framework Directive. *Hydrobiologia*, **633**: 181-196.
- BORJA A., RANASINGHE A., WEISBERG S.B. (2009c) - Assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components: challenges for the future. *Mar. Pollut. Bull.*, **59**: 1-4.
- BUHL-MORTENSEN L., OUG O., AURE J. (2009) - The response of hyperbenthos and infauna to

- hypoxia in fjords along the skagerrak: estimating loss of biodiversity due to eutrophication. In: Moksness E., Dahl E., Støttrup J. (eds), *Integrated Coastal Zone Management*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK: 79-96.
- CERRANO C., DANOVARO R., GAMBI C., PUSCEDDU A., RIVA A., SCHIAPARELLI S. (2010) - Gold coral (*Savalia savaglia*) and gorgonian forests enhance benthic biodiversity and ecosystem functioning in the mesophotic zone. *Biodivers. Conserv.*, **19**: 153-167.
- CHAINHO P., COSTA J.L., CHAVES M.L., DAUER D.M., COSTA M.J. (2007) - Influence of seasonal variability in benthic invertebrate community structure on the use of biotic indices to assess the ecological status of a Portuguese estuary. *Mar. Pollut. Bull.*, **54**: 1586-1597.
- CLARKE K.R., SOMERFIELD P.J., AIROLDI L., WARWICK R.M. (2006) - Exploring interactions by second-stage community analyses. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **338**: 179-192.
- DAUNYS D., ZEMLYS P., OLENIN S., ZAIKO A., FERRARIN C. (2006) - Impact of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* invasion on the budget of suspended material in a shallow lagoon ecosystem. *Helgoland Mar. Res.*, **60**: 113-120.
- DAUVIN J.C. (2007) - Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**: 271-281.
- DAUVIN J.C., RUELLET T. (2009) - The estuarine quality paradox: is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Mar. Pollut. Bull.*, **59**: 38-47.
- DEGRAER S., VERFAILLIE E., WILLEMS W., ADRIAENS E., VINCX M., VAN LANCKER V. (2008) - Habitat suitability modelling as a mapping tool for macrobenthic communities: an example from the Belgian part of the North Sea. *Cont. Shelf Res.*, **28**: 369-379.
- DEROUX S., AGARDY T., HILLEWAERT H., HOSTENS K., JAMIESON G., LIEBERKNECHT L., MEES J., MOULAERT I., OLENIN S., PAELINCKX D., RABAUT M., RACHOR E., ROFF J., STIENEN E.W.M., VAN DER WAL J.T., VAN LANCKER V., VERFAILLIE E., VINCX M., WESLAWSKI J.M., DEGRAER S. (2007) - A concept for biological valuation in the marine environment. *Oceanologia*, **49**: 99-128.
- DIAZ R.J., SOLAN M., VALENTE R.M. (2004) - A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *J. Environ. Manage.*, **73**: 165-181.
- DUARTE C.M. (2009) - *Scientific review of the results of the water framework directive intercalibration exercise for coastal waters*. Report for Environment D.2 water and marine (DG Environment).
- ELLIOTT M., QUINTINO V. (2007) - The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Mar. Pollut. Bull.*, **54**: 640-645.
- FELLINE S., CARICATO R., CUTIGNANO A., GORBI S., LIONETTO M.G., MOLLO E., REGOLI F., TERLIZZI A. (2012) - Subtle effects of biological invasions: cellular and physiological responses of fish eating the exotic pest *Caulerpa racemosa*. *PLoS-One*, **7** (6), doi: 10.1371/journal.pone.0038763.
- FODEN J., ROGERS S.I., JONES A.P. (2008) - A critical review of approaches to aquatic environmental assessment. *Mar. Pollut. Bull.*, **56**: 1825-1833.
- FRID C.L.J., GARWOOD P.R., ROBINSON L.A. (2009) - Observing change in a North Sea benthic system: a 33 year time series. *J. Mar. Syst.*, **77**: 227-236.
- FULTON E.A., SMITH A.D.M., PUNT A.E. (2005) - Which ecological indicators can robustly detect effects of fishing? *ICES J. Mar. Sci.*, **62**: 540-551.
- GIUSTI M., BO M., BAVESTRELLO G., ANGIOLILLO M., SALVATI E., CANESE S. (2012) - Record of *Viminella flagellum* (Alcyonacea: Ellisellidae) in Italian waters (Mediterranean Sea). *Mar. Biodiv. Records*, **5**, doi: 10.1017/S1755267211000510.
- GRALL J., GLÉMAREC M. (1997) - Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuar. Coast. Shelf S.*, **44**: 43-53.
- GREEN R., CHAPMAN P.M. (2011) - The problem with indices. *Mar. Pollut. Bull.*, **62**: 1377-1380.
- GUALA I., FLAGELLA M.M., ANDREAKIS N., PROCACCINI G., KOOISTRA W.H.C.F., BUIA M.C. (2003) - Aliens - Algal introductions to European shores. *Biogeographia*, **24**: 45-52.
- HEINK U., KOWARIK I. (2010) - What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecol. Indic.*, **10**: 584-593.
- HERING D., FELD C.K., MOOG O., OFENBÖCK T. (2006) - Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, **566**: 311-324.

- JOSEFSON A.B., BLOMQVIST M., HANSEN J.L.S., ROSENBERG R., RYGG B. (2009) - Assessment of marine benthic quality change in gradients of disturbance: comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Mar. Pollut. Bull.*, **58**: 1263-1277.
- KRÖNCKE I., REISS H. (2010) - Influence of macrofauna long-term natural variability on benthic indices used in ecological quality assessment. *Mar. Pollut. Bull.*, **60**: 58-68.
- KRÖNCKE I., ZEISS B., RENSING C. (2001) - Long-term variability in macrofauna species composition off the Island of Norderney (East Frisia, Germany) in relation to changes in climatic and environmental condition. *Sencken. Mar.*, **31**: 65-82.
- LAVESQUE N., BLANCHET H., DE MONTAUDOUIN X. (2009) - Development of a multimetric approach to assess perturbation of benthic macrofauna in *Zostera noltii* beds. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **368**: 101-112.
- LESLIE H.M., McLEOD K.L. (2007) - Confronting the challenges of implementing marine ecosystem-based management. *Frontiers in ecology and the environment*, **5**: 540-548.
- LINARES C., COMA R., GARRABOU J., DÍAZ D., ZABALA M. (2008) - Size distribution, density and disturbance in two Mediterranean gorgonians: *Paramuricea clavata* and *Eunicella singularis*. *J. Appl. Ecol.*, **45**: 688-699.
- LOPEZ Y ROYO C., PERGENT G., ALCOVERRO T., BUIA M.C., CASAZZA G., MARTÍNEZ-CREGO B., PÉREZ M., SILVESTRE F., ROMERO J. (2011) - The seagrass *Posidonia oceanica* as indicator of coastal water quality: Experimental intercalibration of classification systems. *Ecol. Indic.*, **11** (2): 557-563.
- LORENTI M., GAMBI M.C., GUGLIELMO R., PATTI F.P., SCIPIONE M.B., ZUPO V., BUIA M.C. (2011) - Soft-bottom macrofaunal assemblages in the Gulf of Salerno, Tyrrhenian Sea, Italy, an area affected by the invasion of the seaweed *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*. *Mar. Ecol.*, **32** (3): 320-334.
- MARTINS F.A., JANEIRO J., GABRIEL S., VENÂNCIO A., NEVES R. (2009) - Integrated monitoring of South Portugal water bodies: a methodology towards WFD. *Water Sci. Technol.*, **60**: 1979-1988.
- MUXIKA I., BORJA A., BALD J. (2007a) - Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**: 16-29.
- MUXIKA I., IBAIBARRIAGA L., SÁIZ J.I., BORJA A. (2007b) - Minimal sampling requirements for a precise assessment of soft-bottom macrobenthic communities, using AMBI. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **349**: 323-333.
- NARAYANASWAMY B.E., COLL M., DANOVARO R., DAVIDSON K., OJAVEER H., RENAUD P.E. (2013) - Synthesis of knowledge on marine biodiversity in European seas: from census to sustainable management. *PLoS-One*, **8** (3), doi: 10.1371/journal.pone.0058909.
- NEHRING S. (2006) - Four arguments why so many alien species settle into estuaries, with special reference to the German river Elbe. *Helgoland Mar. Res.*, **60**: 127-134.
- OCCHIPINTI AMBROGI A. (2007) - Global change and marine communities: alien species and climate change. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**: 342-352.
- OCCHIPINTI AMBROGI A., MARCHINI A., CANTONE G., CASTELLI A., CHIMENZ C., CORMACI M., FROGLIA C., FURNARI G., GAMBI M.C., GIACCONE G., GIANGRANDE A., GRAVILI C., MASTROTOTARO F., MAZZIOTTI C., ORSI RELINI L., PIRAINO S. (2011) - Alien species along the Italian coasts: an overview. *Biol. Invasions*, **13**: 215-237.
- 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.
- PÈRÈS J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **31** (47): 1-137.
- RICE J., ARVANITIDIS C., BORJA A., FRID C., HIDDINK J., KRAUSE J., LORANCE P., RAGNARSSON S.Á., SKÖLD M., TRABUCCO B. (2010) - Marine Strategy Framework Directive - Task Group 6 Report Seafloor Integrity. *JRC Scientific and Technical Reports*: 73 pp.
- ROGERS S.I., TASKER M.L., EARLL R., GUBBAY S. (2007) - Ecosystem objectives to support the UK vision for the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.*, **54**: 128-144.
- ROSENBERG A.A., McLEOD K.L. (2005) - Implementing ecosystem-based approaches to management for the conservation of ecosystem services. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **300**: 270-274.
- ROSENBERG R., BLOMQVIST M., NILSSON H.C., CEDERWALL H., DIMMING A. (2004) - Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.*, **49**: 728-739.

- RUSSO G.F., BALZANO R., CARRADA G.C. (2003) - Prima segnalazione di *Caulerpa taxifolia* ed ulteriori notizie sulla distribuzione di *Caulerpa racemosa* per le coste della Campania (Tirreno centrale). *Biol. Mar. Mediterr.*, **10** (2): 608-610.
- SALVATI E., ANGIOLILLO M., BO M., BAVESTRELLO G., GIUSTI M., CARDINALI A., PUCE S., SPAGGIARI C., GRECO S., CANESE S. (2010) - The population of *Errina aspera* (Hydrozoa, Stylanderidae) of the Messina Strait (Mediterranean Sea). *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **90**: 1331-1336.
- SAMHOURI J.F., LEVIN P.S., HARVEY C.J. (2009) - Quantitative evaluation of marine ecosystem indicator performance using food web models. *Ecosystems*, **12**: 1283-1298.
- SANDULLI R. (2004) - Il ruolo degli indicatori biologici nella valutazione dello stato dell'ambiente marino. *Biol. Mar. Mediterr.*, **11** (2): 185-192.
- SANDULLI R., CARRIGLIO D., DEASTIS S., MARZANO A., GALLO D'ADDABBO M., GERARDI D., DE ZIO GRIMALDI S. (2004) - Meiobenthic biodiversity in areas of the Gulf of Taranto (Italy) exposed to high environmental impact. *Chem. Ecol.*, **20** (Suppl. 1): 379-386.
- SHERMAN K., DUDA A.M. (1999) - An ecosystem approach to global assessment and management of coastal waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **190**: 271-287.
- SIMBOURA N., ZENETOS A. (2002) - Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterr. Mar. Sci.*, **3**: 77-111.
- TAGLIAPIETRA D., SIGOVINI M., VOLPI GHIRARDINI A. (2009) - A review of terms and definitions to categorise estuaries, lagoons and associated environments. *Mar. Freshwater Res.*, **60**: 497-509.
- TAVIANI M., REMIA A., CORSELLI C., FREIWALD A., MALINVERNO E., MASTROTOTARO F., SAVINI A., TURSÌ A. (2005) - First geo-marine survey of living cold-water *Lophelia* reefs in the Ionian Sea (Mediterranean basin). *Facies*, **50**: 409-417.
- TEIXEIRA H., BORJA Á., WEISBERG S.B., RANASINGHE J.A., CADIEN D.B., DAUER D.M., DAUVIN J.-C., DEGRAER S., DIAZ R.J., GRÉMARE A., KARAKASSIS I., LLANSÓ R.J., LOVELL L.L., MARQUES J.C., MONTAGNE D.E., OCCHIPINTI AMBROGI A., ROSENBERG R., SARDÀ R., SCHAFFNER L.C., VELARDE R.G. (2010) - Assessing coastal benthic macrofauna community condition using best professional judgement - developing consensus across North America and Europe. *Mar. Pollut. Bull.*, **60**: 589-600.
- TERLIZZI A., ANDERSON M.J., BEVILACQUA S., FRASCHETTI S., WŁODARSKA-KOWALCZUK M., ELLINGSEN K.E. (2009) - Beta diversity and taxonomic sufficiency: do higher-level taxa reflect heterogeneity in species composition? *Diversity and Distributions*, **15**: 450-458.
- TURSÌ A., MASTROTOTARO F., MATARRESE A., MAIORANO P., D'ONGHIA G. (2004) - Biodiversity of the white coral reefs in the Ionian Sea (Central Mediterranean). *Chem. Ecol.*, **20**: 107-116.
- UGLAND K.I., GRAY J.S., ELLINGSEN K.E. (2003) - The species-accumulation curve and estimation of species richness. *J. Anim. Ecol.*, **72**: 888-897.
- UNDERWOOD A.J., CHAPMAN M.G. (2003) - Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **296**: 49-70.
- VAN HOEY G., BORJA A., BIRCHENOUGH S., BUHL-MORTENSEN L., DEGRAER S., FLEISCHER D., KERCKHOF F., MAGNI P., MUXIKA I., REISS H., SCHRÖDER A., ZETTLER M.L. (2010) - The use of benthic indicators in Europe: from the Water Framework Directive to the Marine Strategy Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.*, **60**: 2187-2196.
- VAN HOEY G., DEGRAER S., VINCX M. (2004) - Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian continental shelf. *Estuar. Coast. Shelf S.*, **59**: 599-613.
- VAN HOEY G., DRENT J., YSEBAERT T.J., HERMAN P.M.J. (2007) - *The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive: Final report*. NIOO Rapporten, 2007-02, The Netherlands: 244 pp.
- VASAPOLLO C., GAMBI M.C. (2012) - Spatio-temporal variability in *Posidonia oceanica* seagrass meadows of the Western Mediterranean: shoot density and plant features. *Aquat. Biol.*, **16**: 163-175.
- WEISBERG S.B., RANASINGHE J.A., DAUER D.M., SCHAFFNER L.C., DIAZ R.J., FRITHSEN J.B. (1997) - An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, **20**: 149-158.
- WEISBERG S.B., THOMPSON B., RANASINGHE J.A., MONTAGNE D.E., CADIEN D.B., DAUER D.M., DIENER D., OLIVER J., REISH D.J., VELARDE R.G., WORD J.Q. (2008) -

The level of agreement among experts applying best professional judgment to assess the condition of benthic infaunal communities. *Ecol. Indic.*, **8**: 389-394.

WILSON J.G., JEFFREY D.W. (1994) - Benthic biological pollution indices in estuaries. In: Kramer K.J.M. (ed), *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. CRC Press, Baton Rouge: 311-327.

ZENETOS A., GOFAS S., MORRI C., ROSSO A., VIOLANTI D., GARCÍA-RASO J.E., ÇINAR M.E., ALMOGI-LABIN A., ATEŞ A.S., AZZURO E., BALLESTEROS E., BIANCHI C.N., BILECENOGLU M., GAMBI M.C., GIANGRANDE A., GRAVILI C., HYAMS-KAPHZAN O., KARACHLE P.K., KATSANEVAKIS S., LIPEJ L., MASTROTOTARO F., MINEUR F., PANCUCCI-PAPADOPOULOU M.A., RAMOS ESPLÁ A., SALAS C., SAN MARTÍN G., SFRISO A., STREFTARIS N., VERLAQUE M. (2012) - Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. *Mediterr. Mar. Sci.*, **13** (2): 328-352.

ZENETOS A., GOFAS S., VERLAQUE M., ÇINAR M.E., GARCÍA RASO J.E., BIANCHI C.N., MORRI C., AZZURRO E., BILECENOGLU M., FROGLIA C., SIOKOU I., VIOLANTI D., SFRISO A., SAN MARTÍN G., GIANGRANDE A., KATAĞAN T., BALLESTEROS E., RAMOS-ESPLÁ A., MASTROTOTARO F., OCAÑA O., ZINGONE A., GAMBI M.C., STREFTARIS N. (2010) - Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterr. Mar. Sci.*, **11** (2): 381-493.

POSTER

R. LAZZARINI, T. GALVAN, L. CRUCIANI, A. VENDRAMINI

Agriteco s.c.
Via Mezzacapo, 15 - 30175 Marghera (VE), Italia.
lazzarini@agriteco.com

CARATTERIZZAZIONE DI UN PRIMO BANCO NATURALE
DI TARTUFO DI MARE (*VENUS VERRUCOSA*, L. 1758)
IN LAGUNA DI VENEZIA

*CHARACTERIZATION OF A FIRST NATURAL BANK OF WARTY
VENUS (VENUS VERRUCOSA, L. 1758) IN VENICE LAGOON*

Abstract - In 2010 a natural warty venus bank was discovered in an area of Venice lagoon. To characterize this bank some surveys were done in 2011 and 2012. These surveys demonstrated that it is possible to have here an aquaculture of first level, that is a managed fishery.

Key-words: management, natural bank, warty venus, survey, Venice lagoon.

Introduzione - Negli ultimi decenni la laguna di Venezia ha subito rilevabili modificazioni nelle comunità biologiche acquatiche dovute anche agli interventi antropici (Mizzan, 2011). Si è così innescato un processo di “marinizzazione” di alcuni ambiti lagunari prossimi alle bocche di porto che si sono gradualmente trasformati in un braccio di mare interno alla laguna. Queste condizioni locali hanno consentito la formazione in una zona prossima alla bocca di porto di Malamocco di un banco naturale di molluschi bivalvi della specie *Venus verrucosa* (tartufo di mare) nel 2010. La presenza di questo banco naturale è stata segnalata dai pescatori della Cooperativa di Pellestrina, con i quali è stato avviato un progetto di gestione sperimentale. Nel periodo 2010-2011 sono state effettuate le analisi chimico-fisico-microbiologiche per verificare i requisiti igienico-sanitari del prodotto e la classificazione degli ambiti lagunari di pertinenza. La gestione sperimentale, basata sul primo livello di acquacoltura (*culture-based fisheries* - Reay, 1988) e sviluppata in una superficie in concessione di 6,5 ettari, è iniziata nel mese di agosto 2012, a valle del parere positivo del servizio veterinario regionale e della concessione da parte del Magistrato alle Acque di Venezia. In questa fase sono state avviate le attività di raccolta a scopo commerciale ed il controllo tecnico-scientifico sull'evoluzione del banco naturale in presenza di attività di prelievo della risorsa.

Materiali e metodi - L'attività di gestione è iniziata con la localizzazione e la valutazione dell'estensione del banco naturale, la sua caratterizzazione quantitativa e la stima della potenzialità produttiva per verificare la sostenibilità economica di questa pratica di acquacoltura. La valutazione della risorsa *V. verrucosa* è stata effettuata con attività di monitoraggio mediante draga idraulica dotata di attrezzo per la raccolta di molluschi bivalvi, solitamente utilizzato nelle attività di venericoltura (draga vibrante). L'attrezzo ha larghezza pari a 140 cm e tondini in metallo equidistanti, con luce di 12 mm, mentre la linea selezionatrice è costituita da un vibrovaglio settato con differenti griglie (30, 25 e 12 mm) per trattenere esemplari di taglia distinta. Le cale sono state condotte in retromarcia, con l'ausilio dell'ancora e georeferite con sistema GPS. Il calcolo della biomassa è stato effettuato considerando la superficie dragata durante la cala e poi mediando i valori sull'intera superficie in concessione. Dai dati ottenuti è stato elaborato un piano di produzione e gestione pluriennale, da aggiornare periodicamente in funzione degli esiti delle valutazioni in campo.

Risultati - Il banco di tartufi è situato lungo la sponda Ovest del canale di Valgrande, un ramo del canale Malamocco-Marghera, in prossimità della bocca di porto di Malamocco su una superficie complessiva superiore a 10 ettari. I risultati delle verifiche e campionamenti condotti nel dicembre 2011 su tale superficie sono riportati in Tab. 1.

Tab. 1 - Quantitativi di tartufi di mare riscontrati nel dicembre 2011.

Amount of warty venus found in 2011 December.

Quantitativi di <i>Venus verrucosa</i> - dicembre 2011			
taglia	20-30 mm	30-40 mm	≥40 mm
biomassa (g/mq)	29,4±13,7	41,2±11,3	60,2±8,5
quantità (tonn)	3-4	4-5	6-7

Nel primo periodo di gestione sperimentale (agosto-dicembre 2012), in linea con il Piano Gestionale approvato dall'Amministrazione Provinciale, è stato effettuato un prelievo di 2,7 tonnellate di tartufi su un'area in concessione di 6,5 ettari. Nell'ottobre 2012, per l'area ottenuta in concessione, sono stati riscontrati i seguenti valori (Tab. 2).

Tab. 2 - Quantitativi di tartufi di mare riscontrati nell'ottobre 2012.

Amount of warty venus found in 2012 October.

Quantitativi di <i>Venus verrucosa</i> - ottobre 2012			
taglia	20-30 mm	30-40 mm	≥40 mm
biomassa (g/mq)	49,6±13,4	69,8±19,6	130,2±28,4
quantità (tonn)	5-6	5-7	8-10

Visto lo stato della popolazione e l'applicazione di una gestione non invasiva dal punto di vista dei prelievi per ora non è ritenuto necessario intervenire con azioni di semina.

Conclusioni - I risultati delle indagini evidenziano la presenza di un banco naturale di tartufi di mare in fase di sviluppo e che le attività di prelievo non hanno significativamente interferito sullo stato delle risorse, avendo osservato la presenza di esemplari di tutte le dimensioni (commerciali e giovanili) (Marano *et al.*, 1982), in quantità tali da non ricorrere, almeno per ora, ad attività di semina. Sulla base di queste prime osservazioni risulta possibile avviare forme di acquacoltura di primo livello (Reay, 1988) e si evidenzia che tali attività possono rappresentare una valida integrazione e diversificazione delle produzioni di molluschi bivalvi in laguna di Venezia.

Bibliografia

- MARANO G., CASAVOLA N., SARACINO C., RIZZI E. (1982) - Riproduzione e crescita di *Chamelea gallina* (L.) e *Venus verrucosa* (L.) (Bivalvia: Veneridae) nel basso Adriatico. *Mem. Biol. Mar. Ocean.*, **12**: 93-110.
- MIZZAN L. (2011) - *Modificazioni nelle comunità biologiche acquatiche dovute agli interventi antropici in laguna*. Museo di Storia Naturale di Venezia: 72 pp.
- REAY P.J. (1988) - *Acquacoltura*. Edagricole, Bologna: 92 pp.

L. MURA, G.L. DEDOLA*, T. LAI*, F. SCARPA*, D. SANNA*, M. CURINI-GALLETTI*,
M. CASU*, N. FOIS, P. COSSU*

Agris Sardegna, Località Bonassai, Olmedo (SS), Italy.
lmura@agrisricerca.it

*Dip. di Scienze della Natura e del Territorio, Università di Sassari, Sassari, Italy.

GENETIC DIVERSITY OF REARED AND WILD POPULATIONS OF *SPARUS AURATA* IN SARDINIA

DIVERSITÀ GENETICA NELLE POPOLAZIONI ALLEVATE E SELVATICHE DI SPARUS AURATA IN SARDEGNA

Abstract - This study aims at comparing patterns of genetic diversity in farmed and wild populations of the gilthead sea bream, *Sparus aurata* Linnaeus, 1758 (Sparidae) along the Sardinian shores. We aimed at assessing if farmed populations are genetically divergent and have lower genetic variability than wild populations. As a by-product we investigated genetic structure among wild populations.

Key-words: *Sparus aurata*, genetic diversity, microsatellites, farm-cage escapes.

Introduction - The gilthead sea bream, *Sparus aurata*, is one of the most important sparids reared in the Mediterranean Sea. The fact that the species is usually farmed in off-shore sea-cages has been raising concern on the consequences that escapes of farmed individuals may have on the local wild stocks. Introduction of genotypes not adapted to local environments and/or genetic erosion may decrease the fitness of wild populations, leading to the decline of local stocks (Fraser *et al.*, 2010). This study investigates patterns of genetic variation in wild and farmed populations of *Sparus aurata* along the Sardinian shores, where farming dates back to over 20 years ago. Our goal is to assess whether farmed populations are genetically divergent and displayed lower genetic variability than wild populations.

Materials and methods - A total of 158 wild specimens were collected at four locations (Gulf of Asinara, Alghero, Porto Pino, Tortoli), and 164 individuals from four fish farms (Alghero, Orosei, Golfo Aranci, Calasetta). Genomic DNA was obtained from fin clips using the salting-out extraction method (Wasko *et al.*, 2003). Multiplex PCR amplification was performed using eight microsatellite markers (PbMS2, SaGT32, SaI12, SauD182, SauG46, SauH98, SauI47, SauK140) following Navarro *et al.* (2008). Electrophoresis runs were performed in a 3130xl Genetic Analyzer Capillary (Applied Biosystem); microsatellites were screened and scored using GeneMapper 4.0 software. Departure from Hardy-Weinberg equilibrium (HWE) and linkage disequilibrium (LD) were tested using GENEPOP on the web (Rousset, 2008). The presence of null alleles, stuttering, and large allele dropouts was tested using MICROCHECKER 2.2.3 program (Van Oosterhout *et al.*, 2004). Population summary statistics were estimated using GENALEX 6.5 (Peakall and Smouse, 2012). Number of effective alleles (N_e), expected (H_e) and observed (H_o) heterozygosity were used as estimates of within-population genetic variability. Genetic structure was estimated using F-statistics; Population pairwise F_{st} values were estimated among each population pair, and significance of population differentiation was tested by 1,000 permutations of individuals among populations. Where necessary, the False Discovery Rate method (FDR) was applied to correct probability values due to multiple testing (Benjamini and Yekutieli, 2001).

Results - Significant departure from HWE was observed at locus SauG46 for most populations; as the excess of homozygotes was due to a high frequency of

null alleles this locus was removed from further analysis. Observed and expected Heterozygosity ranged from $H_o = 0.686 \pm 0.094$ (Alghero farmed population) to $H_o = 0.742 \pm 0.060$ (Golfo Aranci), and $H_e = 0.695 \pm 0.118$ (Orosei) to $H_e = 0.746 \pm 0.082$ (Alghero wild population). Pairwise t-tests carried out on H_e , and pairwise Wilcoxon sign-rank tests carried out on N_e , did not evidence significant differences between the wild and farmed samples. We found a significant genetic structure ($F_{st} = 0.020$, $P = 0.001$). Significant genetic differentiation was found between all farmed populations. Among these, Calasetta and Orosei are also genetically divergent from all the wild samples, whereas Alghero and Golfo Aranci are not, with the exception of the pair Golfo Aranci-Porto Pino.

Conclusions - Levels of genetic within-population genetic variability and genetic structure are comparable with those found in other studies (Šegvić-Bubić *et al.*, 2011 and references therein). Our data do not evidence a lower genetic variation in farmed populations than the wild populations, which may prevent genetic erosion of native stocks due to farm escapes. Nonetheless, the presence of farmed populations that are genetically divergent from native wild stocks may represent an issue. Indeed, if native populations are adapted to local environments, the introduction of alien genotypes by farm-escaped individuals may reduce the fitness and survival of wild populations, as shown in the Atlantic *Salmo salar* (Fraser *et al.*, 2010).

References

- BENJAMINI Y., YEKUTIELI D. (2001) - The control of the false discovery rate in multiple testing under dependency. *Ann. Statist.*, **29**: 1165-1188.
- FRASER D.J., HOUDE A.L.S., DEBES P.V., O'REILLY P., EDDINGTON J.D., HUTCHINGS J.A. (2010) - Consequences of farmed-wild hybridization across divergent wild populations and multiple traits in salmon. *Ecol. Appl.*, **20**: 935-953.
- NAVARRO A., BADILLA R., ZAMORANO M.J., PASAMONTES V., HILDEBRANDT S., SÁNCHEZ J.J., AFONSO J.M. (2008) - Development of two new microsatellite multiplex PCRs for three sparid species: Gilthead seabream (*Sparus auratus* L.), red porgy (*Pagrus pagrus* L.) and redbanded seabream (*P. auriga*, Valenciennes, 1843) and their application to paternity studies. *Aquaculture*, **285**: 30-37.
- PEAKALL R., SMOUSE P.E. (2012) - GenAlEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research-an update. *Bioinformatics*, **28**: 2537-2539.
- ROUSSET F. (2008) - Genepop'007: a complete reimplementation of the Genepop software for Windows and Linux. *Mol. Ecol. Res.*, **8**: 103-106.
- ŠEGVIĆ-BUBIĆ T., LEPEN I., TRUMBIĆ Ž., LJUBKOVIĆ J., SUTLOVIĆ D., MATIĆ-SKOKO S., GRUBIŠIĆ L., GLAMUZINA B., MLADINEO I. (2011) - Population genetic structure of reared and wild gilthead sea bream (*Sparus aurata*) in the Adriatic Sea inferred with microsatellite loci. *Aquaculture*, **318**: 309-315.
- VAN OOSTERHOUT C., HUTCHINSON W.F., WILLS D.P.M., SHIPLEY P. (2004) - Microchecker: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. *Mol. Ecol. Notes*, **4**: 535-538.
- WASKO A.P., MARTINS C., OLIVEIRA C., FORESTI F. (2003) - Non-destructive genetic sampling in fish. An improved method for DNA extraction from fish fins and scales. *Hereditas*, **138**: 161-165.

E. PERINO¹, F.D. LEDDA^{1,2}, M.V. MARRA³, C. FERRETTI², R. PRONZATO¹

¹Dip. di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Università di Genova,
Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italy.

erica.perino@unige.it

²Dip. di Scienze della Natura e del Territorio, Università di Sassari, Sassari, Italy.

³Dip. di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina, Messina, Italy.

FARMING *CRAMBE CRAMBE* (PORIFERA, DEMOSPONGIAE) FOR SUSTAINABLE BIOACTIVE METABOLITE PRODUCTION

ALLEVARE CRAMBE CRAMBE (PORIFERA, DEMOSPONGIAE) PER LA PRODUZIONE SOSTENIBILE DI MOLECOLE BIOATTIVE

Abstract - Sponges were experimentally farmed for over 100 years to produce bath sponges, and in the last 20 years were also cultured for their biologically active metabolites. We performed *in-situ* farm of *Crambe crambe* to produce bioactive metabolites such as polycyclic guanidine alkaloids. We compared farming in two different geographical areas of the Ligurian Sea and Sardinian Sea giving encouraging results on survival and growth of this encrusting species in mariculture.

Key-words: mariculture, sponges, bioactive compounds, *Crambe crambe*, *W-Mediterranean Sea*.

Introduction - Experimental sponges culture, during the last 20 years, was finalized to the eco-sustainable production of bioactive metabolites with pharmaceutical potential (Pronzato *et al.*, 1999; Pronzato & Manconi, 2008; Duckworth, 2009). Marine-derived compounds are produced in trace and, in case of industrial production of these substances, tons to thousands of tons of fresh material may be needed to supply a sufficient amount. Such large quantities of biomass can never be harvested from the wild without risking serious damage or even the extinction of populations and/or species (Pronzato *et al.*, 2013). We performed *in-situ* culture of the Mediterranean encrusting red sponge *Crambe crambe* (Schmidt, 1862) rich of an array of metabolites (Bondu *et al.*, 2012) with antimicrobial, antifungal, antimitotic, antifouling, cytotoxic, antiviral, and antitumoral activity (Jares-Erijman *et al.*, 1991; Uriz *et al.*, 1992; Becerro *et al.*, 1997) for a sustainable production of these molecules.

Materials and methods - The mariculture of *C. crambe* was performed since March 2012 in the Punta Pedale (SML, Santa Margherita Ligure, Ligurian Sea) and in the Porto Conte Bay (PC, Alghero, Sardinian Sea). Two farming protocols were selected for *C. crambe* explants: i) glued on 10×10 cm travertine Tiles (T) by an atoxic underwater bi-component epoxy putty, ii) enclosed into nylon Meshes (M). For each protocol 14 explants of *C. crambe* in each site were settled. In the farming sites settlings were carried out collecting the donor sponges from different localities, namely the rocky bottoms of the Punta Pedale (PP) nearby the plant vs. the Cala dell'Oro Bay (CO) in Liguria and Porto Conte Bay (PC) in Sardinia in order to assess divergences in survival and growth rates between cultured explants collected in the same area but different localities and different donor populations. To monitor changes in growth form and growth dynamics each sample was photographed by a Canon Powershot G-10 equipped with underwater case. The images were then digitalized to trace the outline of each sponge and to calculate the area (cm²) by ImageJ 1.33u (National Institutes of Health, USA).

Results - The percentage survival rates, recorded after 11 months of culture in the Ligurian Sea farm, of the Cala dell'Oro explants were 71% on Tiles and 93% on Meshes; the Punta Pedale explants were 93% on Tiles and 100% on Meshes. As for

the Sardinian Sea plant, survival rates of explants were 93% on Tiles and 100% on Meshes. The average of body size variation (area) is showed in Fig. 1.

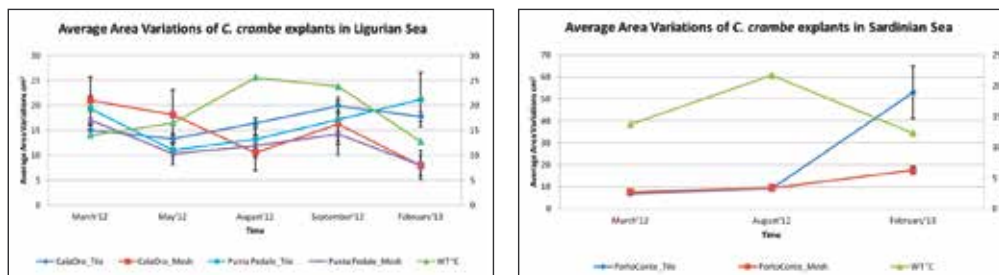


Fig. 1 - Size of explants (area variation in cm²) of *C. crambe* in the Ligurian Sea (left) and in the Sardinian Sea (right).

Taglia degli espianti (variazione area in cm²) di C. crambe in Liguria (sinistra) e nel Mar di Sardegna (destra).

Conclusions - Survival rates range from 71% to 100% in both mariculture sites. The Tile method resulted in the highest survival and growth rate of the cultured explants, probably because the typical encrusting growth form of *C. crambe* is favoured by the availability of a suitable hard substratum. These results on experimental mariculture are certainly positive although further monitoring will be needed to assess the potentialities of long-term farming of *C. crambe* in order to produce conspicuous amounts of biomass to be extracted for bioactive compounds production.

References

- BECERRO M., TURON X., URIZ M. (1997) - Multiple Functions for Secondary Metabolites in Encrusting Marine Invertebrates. *J. Chem. Ecol.*, **23**: 1527-1547.
- BONDU S., GENTA-JOUE G., LEIRS M., VALE C., GUIGONIS J.M., BOTANA L.M., THOMAS O.P. (2012) - Additional bioactive guanidine alkaloids from the Mediterranean sponge *Crambe crambe*. *RSC Advances*, **2**: 2828-2835.
- DUCKWORTH A. (2009) - Farming Sponges to Supply Bioactive Metabolites and Bath Sponges: A Review. *Mar. Biotechnol.*, **11**: 669-679.
- JARES-ERIJMAN E.A., SAKAI R., RINEHART K.L. (1991) - Crambescidins: new antiviral and cytotoxic compounds from the sponge *C. crambe*. *J. Org. Chem.*, **56** (19): 5712-5715.
- PRONZATO R., BAVESTRELLO G., CERRANO C., MAGNINO G., MANCONI R., PANTELIS G., SARÀ A., SIDRI M. (1999) - Sponge farming in the Mediterranean Sea: new perspectives. *Memories of the Queensland Museum*, **44**: 485-491.
- PRONZATO R., LEDDA F.D., MANCONI R. (2013) - Mediterranean horny sponges: how to drive a neverending story of exploitation toward a sustainable management and conservation. In: Lucas-Borja M.E. (ed), *Endangered Species: Habitat, Protection & Ecological Significance*. Nova Science Publishers, Hauppauge, NY: 32 pp.
- PRONZATO R., MANCONI R. (2008) - Mediterranean commercial sponges: over 5000 years of natural history and cultural heritage. *Mar. Ecol.*, **29**: 146-166.
- URIZ M.J., MARTIN D., ROSELL D. (1992) - Relationships of biological and taxonomic characteristics to chemically mediated bioactivity in Mediterranean littoral sponges. *Mar. Biol.*, **113**: 287-297.

Research funded by EU-7FP Project BAMMBO (Biologically Active Molecules of Marine Based Origin, contract n. 265896) and Fondazione Banco di Sardegna.

S. PORRELLO¹, D. BRIGOLIN, P. TOMASSETTI¹, M. SCARDI², R. PASTRES

Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica (DAIS), Università Ca' Foscari di Venezia,
Dorsoduro, 2137 - 30123 Venezia, Italia.
brigo@unive.it

¹ISPRA, Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale,
Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.

²Dipartimento di Biologia, Università di Roma 'Tor Vergata',
Via della Ricerca Scientifica - 00133 Roma, Italia.

STIMA DEI FLUSSI DI AZOTO E FOSFORO DA MARICOLTURA: APPLICAZIONE DI MODELLI AD UN CASO STUDIO (MAR ADRIATICO)

ESTIMATING NITROGEN AND PHOSPHORUS FLUXES FROM NET PEN AQUACULTURE: MODEL APPLICATION TO A CASE STUDY (ADRIATIC SEA)

Abstract - *This study focuses on the estimation of N and P effluents from a marine fish farm located in Bisceglie (Puglia), where gilthead seabream and European seabass are simultaneously reared. A comprehensive set of field data was used to apply a mathematical model, capable to simulate metabolic responses to water temperature and feed quality/quantity. Model results were compared with the ones obtained by means of two different statistical models. As far as N is concerned, predictions by the three models showed a good agreement while, in the case of P, one of the models estimated release fluxes remarkably higher compared to the other two. The approach presented could be useful in temperate environments, where is important to evaluate the effect of water temperature on metabolic rates.*

Key-words: *nutrient release, marine cage farming, individual based models, water temperature.*

Introduzione - La valutazione degli impatti derivanti da attività di maricoltura rappresenta un tema di interesse per l'implementazione della Marine Strategy Directive (Directive 2008/56/EC) e del protocollo di Madrid (UNEP/MAP/PAP, 2008), al momento ratificato da 8 dei 15 stati Mediterranei firmatari. In entrambi i casi, si richiede ai paesi interessati di fornire una stima delle pressioni e degli impatti legati all'arricchimento di nutrienti e sostanza organica derivati dalle attività di maricoltura. La quantificazione delle emissioni nell'ambiente di tali attività, in termini di azoto (N) e fosforo (P) sia in forma organica che inorganica, rappresenta la base per poter stimare i possibili impatti, a scala locale e sub-regionale, sulla produttività primaria e i cicli biogeochimici. In questo contesto i modelli, sia deterministici che statistici, rappresentano strumenti utili per estrapolare le stime basate su dati puntuali relativi ai singoli casi studio (Ferreira *et al.*, 2010). Questo studio è focalizzato sulla quantificazione dei bilanci di N e P presso un allevamento a mare di orate (*Sparus aurata* L.) e spigole (*Dicentrarchus labrax* L.) situato nei pressi di Bisceglie (Mar Adriatico, Puglia), e mira a confrontare i risultati derivanti dall'applicazione di un modello matematico e di due diversi modelli statistici.

Materiali e metodi - I dati zootecnici ed ambientali raccolti nell'impianto sono stati utilizzati nell'applicazione di un modello matematico precedentemente calibrato e validato, basato sull'equazione presentata in Brigolin *et al.* (2010). Tale modello è basato su un approccio del tipo *individual-based*, in grado di quantificare le risposte metaboliche a variazioni di temperatura e qualità/quantità dell'alimento. La dinamica temporale della struttura di taglia della popolazione allevata è stata simulata realizzando un insieme di 5000 simulazioni di tipo Monte-Carlo. La simulazione si riferisce ad un modulo di allevamento di 6 gabbie, con una produzione di circa 150 t/anno, presso il quale erano disponibili rilevazioni degli input necessari a quantificare le forzanti del modello. I dati includevano: i) serie storiche di temperature dell'acqua;

ii) numero e peso medio degli individui seminati e raccolti per ciclo; iii) medie mensili del cibo fornito e composizione dell'alimento (44% proteine, 21% lipidi e 19% carboidrati). Scopo della simulazione è la quantificazione del bilancio di carbonio (C), azoto (N) e fosforo (P) dell'impianto in condizioni operative tipiche. I risultati ottenuti sono stati confrontati con due diversi modelli: il primo (Islam, 2005) fornisce una stima del totale di N e P emessi dall'allevamento sulla base del Fattore di Conversione del cibo (FCR). Questo modello, di tipo statistico è basato su una regressione lineare e non è specie-specifico. Il secondo (Lupatsch e Kissil, 1998), riguarda specificatamente la specie *S. aurata*, e quantifica i carichi di N e P derivanti dall'attività di allevamento come frazione del cibo ingerito. Nessuno dei modelli considera gli effetti della temperatura sul metabolismo delle specie allevate.

Risultati - I risultati ottenuti dalle simulazioni indicano che circa il 33% del mangime fornito a *S. aurata* (123 kg N; 5 kg P), ed il 38% di quello fornito a *D. labrax* (103 kg N; 4.3 kg P) vengono rilasciati in ambiente sotto forma di rifiuto. In Tab. 1 sono riportati i flussi di N e P stimati dal modello, per tonnellata di pesce allevato e relativi alla produzione di entrambe le specie. I flussi totali sono anche confrontati con quelli stimati applicando i modelli Islam (2005) e Lupatsch e Kissil (1998). La sorgente maggiore di N è rappresentata dall'escrezione sotto forma di ione ammonio ed urea, pari a 51.5 kg per tonnellata prodotta. L'ordine di grandezza dei flussi di N rilasciati in colonna d'acqua in forma inorganica è lo stesso di quelli che raggiungono il sedimento sotto forma organica, come cibo non ingerito e feci, pari a 55 kg.

Tab. 1 - Flussi stimati dal modello utilizzato e confronto con i risultati dai modelli di letteratura.
Estimated fluxes: results from the model applied in this study compared to literature models.

Flussi espressi in kg per tonnellata prodotta	Azoto		Fosforo
modello	Feci	10.5	0.7
BASSMOD/ BREAMOD	Cibo non ing.	44.5	4
	Escrezioni	51.5	2.6
	<i>Totale</i>	<i>106.5</i>	<i>7.3</i>
Islam (2005)		104.7	18.8
Lupatsch & Kissil (1998)		103.7	8.5

Conclusioni - Nel caso dell'N, le previsioni dei modelli si trovano in buon accordo, mentre per il P il modello di Islam (2005) stima rilasci superiori rispetto a Lupatsch e Kissil (1998) ed al presente lavoro. L'approccio proposto può risultare utile in ambienti in cui risulti fondamentale considerare l'effetto della temperatura sui tassi metabolici.

Bibliografia

- BRIGOLIN D., PASTRES R., TOMASSETTI P., PORRELLO S. (2010) - Modelling the biomass yield and the impact of Seabream mariculture in the Adriatic and Tyrrhenian Seas (Italy). *Aquacult. Int.*, **18**: 149-163.
- FERREIRA J.G., AGUILAR-MANJARREZ J., BACHER C., BLACK K., DONG S.L., GRANT J., HOFMANN E., KAPETSKY J., LEUNG P.S., PASTRES R., STRAND Ø., ZHU C.B. (2010) - Progressing aquaculture through virtual technology and decision-support tools for novel management. Presented at the Global Conference on Aquaculture, 22-25 September 2010, Phuket, Thailand.
- ISLAM M.S. (2005) - Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. *Mar. Pollut. Bull.*, **50**: 48-61.
- LUPATSCH I., KISSIL G.W. (1998) - Predicting aquaculture waste from gilthead seabream (*Sparus aurata*) culture using a nutritional approach. *Aquat. Living. Resour.*, **11**: 265-268.

S. SABA, M.G. PINNA, A. PAIS

Sezione di Scienze Zootecniche, Dipartimento di Agraria, Università di Sassari,
Viale Italia, 39 - 07100 Sassari, Italia.
pais@uniss.it

**SURVIVAL AND GROWTH OF THE EUROPEAN FLAT OYSTER
(*OSTREA EDULIS* LINNAEUS, 1758)
IN THE PORTO POZZO LAGOON (NORTHERN SARDINIA)**

***SOPRAVVIVENZA E CRESCITA DELL'OSTRICA PIATTA EUROPEA
(OSTREA EDULIS LINNAEUS, 1758)
NELLA LAGUNA DI PORTO POZZO (SARDEGNA SETTENTRIONALE)***

Abstract - Young specimens of *Ostrea edulis* were grown in *pôches*, baskets and stackable trays placed at 2 different depths (-1 and -5 m) in a northern Sardinian lagoon from June to October 2011. Survival rate and growth performances of the molluscs were recorded monthly. At the end of the experiment, oysters' survival rate was almost the same, whereas significant differences were found for length, width and total weight of the oysters cultured at different depths.

Key-words: brackishwater aquaculture, *Ostrea edulis*, Mediterranean Sea.

Introduction - In the past decades, the European flat oyster *Ostrea edulis* Linnaeus, 1758 was extensively harvested from natural banks of the Mediterranean and the eastern Atlantic coasts (Carlucci *et al.*, 2010). Afterwards, due to the reduction of natural populations, the production of this species progressively shifted towards farming, although severe diseases caused by parasitic microorganisms often caused an increasing mortality of oysters in all the breeding sites of Europe (Montes *et al.*, 2003). The aim of this study was to assess survival and growth performances of *O. edulis* in a northern Sardinian lagoon where the Pacific cupped oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) is occasionally long-line cultured.

Materials and methods - During the experimental trial, lasted from June to October 2011 in the Porto Pozzo lagoon (northern Sardinia), 540 young specimens of the European flat oyster (*Ostrea edulis*) from natural banks of the northern Adriatic Sea were grown. The molluscs were divided in 3 groups of 180 individuals each and placed into 3 different farming tools [*pôches* (P), baskets (B) and stackable trays (T)]. Three replicates of every tool (containing 30 individuals each) were suspended at 2 different depths (-1 and -5 m, respectively) in a long-line mussel farm located in the lagoon. Before the trial, and subsequently each month during the study period, length (L), width (W) and wet total weight (TW) of the oysters were measured. Their mortality was also assessed monthly. To test the null hypothesis that there were no differences in survival rates among the experimental groups, a Chi-square (χ^2) test was used. A two-way Analysis of Variance (ANOVA) was also performed to test for differences in the 3 morphometric variables analyzed among tools and depths.

Results - The Chi-square test did not show any significant differences in the survival of the 3 groups (P, B and T) of oysters ($\chi^2=0.32$; $p=0.85$), nor for the interaction Tool \times Depth ($\chi^2=0.56$; $p=0.99$). By contrast, ANOVA (Tab. 1) revealed significant differences in oyster shell length only for the factor Depth [83.3 \pm 2.6 mm (P), 82.4 \pm 1.4 mm (B), 82.6 \pm 1.5 mm (T) at -1 m vs. 78.5 \pm 0.7 mm (P), 76.4 \pm 1.9 mm (B), 80.9 \pm 1.2 mm (T) at -5 m]. Significant differences in shell width for both the factors Tool and Depth were also observed [75.0 \pm 1.6 mm (P), 73.8 \pm 0.9 mm (B), 75.9 \pm 0.6 mm (T) at -1 m vs. 72.4 \pm 0.7mm (P), 70.0 \pm 0.6 mm (B), 73.9 \pm 0.9 mm (T) at -5 m]. Finally,

ANOVA detected significant differences in total weight of the oysters only for the factor Depth [94.7±4.4 g (P), 89.9±1.5 g (B), 89.9±2.1 g (T) at -1 m vs. 78.8±1.6 g (P), 81.2±5.0 g (B), 82.4±6.0 g (T) at -5 m].

Tab. 1 - ANOVA results (significant differences in bold).

Risultati dell'ANOVA (differenze significative in grassetto).

Source	df	Length			Width			Total weight		
		MS	F	<i>p</i>	MS	F	<i>p</i>	MS	F	<i>p</i>
Tool = T	2	81.9	2.22	0.11	139.9	5.10	0.01	21.6	0.10	0.90
Depth = D	1	770.9	20.91	0.00	362.1	13.19	0.00	5152.1	24.33	0.00
T × D	2	74.6	2.02	0.14	12.5	0.46	0.64	309.6	1.46	0.24
Residuals	174	36.9			27.5			211.8		

Conclusions - A number of growing trials of the autochthonous flat oyster *Ostrea edulis* has been recently carried out in Italian brackish waters (Pais *et al.*, 2007, 2012; Carlucci *et al.*, 2010). In this study, although the survival rate of the molluscs was quite low (between 73.3% and 76.7% in the 3 groups at both depths), their growth performances emphasized once again the possibility of diversify mollusc aquaculture activities in Sardinian lagoons. In fact, the increases of shell (length and width) and total weight of the oysters observed in a 5 months period were higher than those recorded in other central-western Mediterranean farming areas (Agius *et al.*, 1978; Cano and Rocamora, 1996).

References

- AGIUS C., JACCARINI V., RITZ D.A. (1978) - Growth trials of *Crassostrea gigas* and *Ostrea edulis* in inshore waters of Malta (central Mediterranean). *Aquaculture*, **15** (3): 195-218.
- CANO J., ROCAMORA J. (1996) - Growth of the European flat oyster in the Mediterranean Sea (Murcia, SE Spain). *Aquacult. Int.*, **4** (1): 67-84.
- CARLUCCI R., SASSANELLI G., MATARRESE A., GIOVE A., D'ONGHIA G. (2010) - Experimental data on growth, mortality and reproduction of *Ostrea edulis* (L., 1758) in a semienclosed basin of the Mediterranean Sea. *Aquaculture*, **306** (1-4): 167-176.
- MONTES J., FERRO-SOTO B., CONCHAS R.F., GUERRA A. (2003) - Determining culture strategies in population of the European flat oyster, *Ostrea edulis*, affected by bonamiosis. *Aquaculture*, **220**: 175-182.
- PAIS A., CHESSA L.A., SERRA S., RUIU A., MELONI G. (2007) - Suspended culture of *Ostrea edulis* (Bivalvia, Ostreidae) in the Calich lagoon (North western Sardinia, Italy): preliminary results. *Ital. J. Anim. Sci.*, **6** (Suppl. 1): 810.
- PAIS A., SABA S., CAMPUS P., GORLA A. (2012) - Sopravvivenza e crescita dell'ostrica piatta (*Ostrea edulis* Linnaeus, 1758) nello stagno di San Teodoro (Sardegna Nord orientale). *Biol. Mar. Mediterr.*, **19** (1): 160-161.

This work was supported by a grant from the "Banco di Sardegna" Foundation. Many thanks are due to the staff of the "Cooperativa La Peschiera" for logistical support.

D. AGNETTA, A. BACCARELLA*, P. GIANGUZZA, F. BADALAMENTI*, C. PIPITONE*

Dipartimento di Scienze della Terra e del Mare (Dis.Te.M.), Università di Palermo,
Via Archirafi, 18 – 90100 Palermo, Italia.
davimaxit@yahoo.it

*CNR-IAMC, Sede di Castellammare del Golfo,
Via G. da Verrazzano, 17 - 91014 Castellammare del Golfo (TP), Italia.

FIRST ESTIMATES OF DENSITY AND DISTRIBUTION
OF THE ALIEN CRAB *PERCNON GIBBESI*
(DECAPODA, PERCNIDAE)
IN THE “CAPO GALLO-ISOLA DELLE FEMMINE” MPA

*PRIME STIME DI DENSITÀ E DISTRIBUZIONE
DEL GRANCHIO ALIENO PERCNON GIBBESI
(DECAPODA, PERCNIDAE)
NELL'AMP “CAPO GALLO-ISOLA DELLE FEMMINE”*

Abstract - In this study we provide estimates of density and distribution of the invasive alien crab *Percnon gibbesi* in the “Capo Gallo-Isola delle Femmine” MPA (NW Sicily). We also evaluated the relationship between crab density and habitat. We found density of *P. gibbesi* strongly correlated to turfed boulders and structural complexity.

Key-words: *Percnon gibbesi*, habitat selection, alien species, Tyrrhenian Sea.

Introduction - *Percnon gibbesi* (H. Milne-Edwards, 1853), a herbivorous alien crab first recorded in the Mediterranean Sea in summer 1999 (Relini *et al.*, 2000), has colonized most Mediterranean rocky coasts showing a clearly invasive nature (Katsanevakis *et al.*, 2011). Although many authors reported its presence in the Mediterranean as well as the potential mechanisms determining its colonisation rate at large scales (Katsanevakis *et al.*, 2011), only Deudero *et al.* (2005) and Sciberras & Schembri (2008) quantified the spatial distribution of this alien species in relation to environmental macro-descriptors at local scales. The objectives of the present study are (1) to quantify the density and population structure of *P. gibbesi* in the “Capo Gallo-Isola delle Femmine” MPA, (2) to evaluate the relationship between crab density and habitat.

Materials and methods - A total of 12 random sites were used to study the density and habitat association of *P. gibbesi* along the coasts of the “Capo Gallo-Isola delle Femmine” MPA, NW Sicily. Sampling surveys were carried out 2 hours before sunset from July to August 2010. Four belt transects (25 m long and 4 m wide) per site were randomly positioned and oriented parallel to the coastline. Depth range of the transects was 0.5 m to about 4 m. Underwater visual counts were conducted using snorkeling gear. All visible individuals of *P. gibbesi* were recorded according to three size classes (S=<16 mm, M=16-25 mm, L=>25 mm). The following environmental macro-descriptors were recorded in each transect: patches as % cover (vertical walls, turfed boulders, erected macroalgae, pebbles), structural complexity, anthropization and radiation according to an arbitrary scale from 1 (minimum) to 3 (maximum). Data on the relationship between crab density and habitat macro-descriptors were analyzed by a permutational multiple regression (distLM: marginal and sequential test).

Results - A total of 2016 individuals of *P. gibbesi* were counted. Individuals were present at almost all sampling sites but the abundance was highly variable among

sites. Mean density (ind./100 m² ±s.e.) ranged from 4±1.68 crabs at Isola delle Femmine Terra to 105±25.08 crabs at Fossa di Barcarello. The mean density across the entire area was 42±6.67 crabs. Population size class frequency distribution was qualitatively similar in the three classes (37% S, 35% M, 28% L). Total density of *P. gibbesi* was highly fitting to higher levels of structural complexity (R²=0.86 p<0.001) and to % cover of turfed boulders (R²=0.96 p<0.001) as showed by multiple regression.

Conclusions - Although the mean density of *P. gibbesi* in the “Capo Gallo-Isola delle Femmine” MPA was low if compared to other Mediterranean areas (Deudero *et al.*, 2005; Sciberras & Schembri 2008), the studied population seems to be well structured and potentially self maintained. In the study area, *P. gibbesi* probably does not suffer particular effects of recruitment limitation, predation or direct anthropogenic impact as suggested by size class distribution. Turfed boulders and structural complexity seem to play a crucial role in determining the distribution and probably the behaviour of the crab in the habitat selection.

References

- DEUDERO S., FRAU A., CERDAL M., HAMPEL H. (2005) - Distribution and densities of the decapod crab *Percnon gibbesi*, an invasive Grapsidae, in western Mediterranean waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **285**: 151-156.
- KATSANEVAKIS S., POURSANIDIS D., YOKES M.B., MAČIČ V., BEQIRAJ S., KASHTA L., SGHAIER Y.R., ZAKHAMA-SRAIEB R., BENAMER I., BITAR G., BOUZAZA Z., MAGNI P., BIANCHI C.N., TSIAKKIROS L., ZENETOS A. (2011) - Twelve years after the first report of the crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) in the Mediterranean: current distribution and invasion rates. *J. Biol. Res.-Thessalon.*, **16**: 224-236.
- RELINI M., ORSI L., PUCCIO V., AZZURRO E. (2000) - The exotic crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Decapoda, Grapsidae) in the Central Mediterranean. *Sci. Mar.*, **64**: 337-340.
- SCIBERRAS M., SCHEMBRI P.J. (2008) - Biology and interspecific interactions of the alien crab *Percnon gibbesi* in the Maltese Islands. *Mar. Biol. Res.*, **4**: 321-332.

This study was funded by the M.A.T.T.M. (Ministero dell’Ambiente e della Difesa del Territorio e del Mare) research project “Monitoraggio della popolazione di *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) nell’AMP Capo Gallo-Isola delle Femmine”

G. ATZORI, F. PALMAS, S. VITTORI, S. CABIDDU

Department of Life Science and Environment, University of Cagliari,
Via T. Fiorelli, 1 - 09126 Cagliari, Italy.
giulia.atzori@unica.it

FIRST RECORD AND POPULATION STRUCTURE
OF THE INVASIVE SPECIES *ARCUATULA SENHOUSIA*
(BIVALVIA: MYTILIDAE) IN THE SANTA GILLA LAGOON
(SOUTH SARDINIA)

*SEGNALAZIONE E STRUTTURA DI POPOLAZIONE DELLA SPECIE
INVASIVA ARCUATULA SENHOUSIA (BIVALVIA: MYTILIDAE)
NELLA LAGUNA DI SANTA GILLA (SUD SARDEGNA)*

Abstract - *Arcuatula senhousia* (Benson in Cantor, 1842) is a small mytilid mussel, native to the Indopacific Ocean, and by now recorded worldwide. In this paper the presence of this species in the Santa Gilla lagoon (Sardinia, Cagliari) was reported. A total of 1442 specimens, with the greatest number in the station nearest to the freshwater sources, were collected. The abundance of the specimens collected in this lagoon seems to show that the population is already stabilized.

Key-words: *Arcuatula senhousia*, introduced species, Santa Gilla lagoon, population structure.

Introduction - The green bugmussel, *Arcuatula senhousia* (Benson in Cantor, 1842), is a small mytilid, native to the Indopacific Ocean, and by now recorded worldwide. This species is reported in the list of the 100 'Worst Invasive' alien marine species in the Mediterranean (Streftaris and Zenetos, 2006), where it was recorded for the first time in the early 1970s. In the Tyrrhenian area *A. senhousia* has been recorded firstly in 2004 (Campani *et al.*, 2004) and in Sardinian waters it has been found in the Gulf of Olbia (Munari *et al.*, 2004) and in some Oristano lagoons (unpublished data). This species is a great invader owing to its small dimension, short life, rapid growth rate and high fecundity (Willan, 1987). The aim of this study is to report the presence of *A. senhousia* in the Santa Gilla lagoon (South Sardinia) and to give some information about its population structure, being population dynamics of non-native species essential to understand the invasive process and impacts on the invaded ecosystems.

Materials and methods - The specimens were collected seasonally from summer 2010 to spring 2011, in 3 stations along a salinity gradient. The samples were taken with a Van Veen grab, washed through a 1 mm mesh screen, and immediately fixed in 4% buffered formaldehyde. Each specimen was photographed and the total length was measured using the tpsDig software (version 2.0). The length-frequency distributions were analysed and comparison among distributions for each station and season were performed using the Kolmorov-Smirnov test.

Results - A total of 1442 specimens were collected and the greatest number of specimens (1031) was found in the station nearest to the freshwater sources, followed by the intermediate station (376), and the station nearest to the sea (51), where no specimens were found during winter and spring. The greatest number of specimens was collected in autumn (480) and winter (799), while a few number was found in summer (70) and spring (91). This species showed a range in size between 0.1 mm and 20.5 mm (mean±SD=3.3±2.0) (Fig. 1). The largest specimens were collected in the station nearest to the sea (mean±SD=4.2±5.1), followed by the individuals from the station nearest to the freshwater sources (mean±SD=3.8±1.8) and the intermediate

station (mean \pm SD=1.8 \pm 0.6). During the year the total length of specimens showed the highest values in spring (2.3-13.4 mm mean \pm SD=7.0 \pm 2.4), followed by winter (0.1-13.4 mm mean \pm SD=3.7 \pm 1.6), summer (0.7-20.5 mm mean \pm SD=3.5 \pm 4.4) and autumn (0.7-8.6 mm mean \pm SD=2.0 \pm 0.8). Differences between stations and between seasons were always significant (P<0.05).

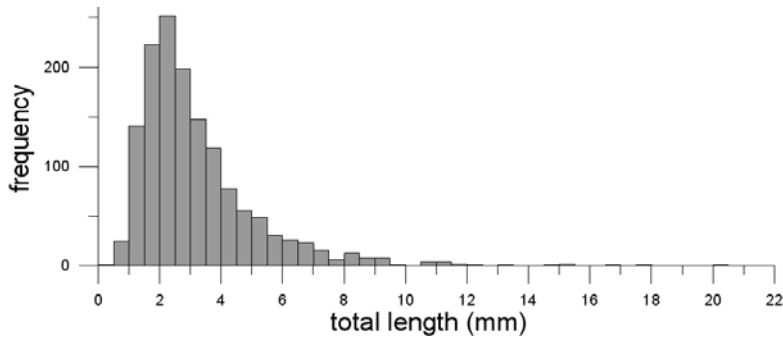


Fig. 1 - Length frequency distribution of *Arcuatula senhousia*.

Distribuzione di frequenza della lunghezza di *Arcuatula senhousia*.

Conclusions - In the Santa Gilla lagoon the distribution of *A. senhousia* seemed to follow a salinity gradient, with the greatest number of specimens in the station nearest to the freshwater sources. Moreover the abundance increased significantly in autumn and winter seasons. The maximum length of our specimens was lower than the ones measured on individuals from the native area and from other Italian lagoons, studied by Munari *et al.* (2004) and Mistri (2002). In the Mediterranean area, the presence of this species might be related to the transfer of Japanese oysters for aquaculture, as suggested by Mistri and Fano (2003). Later, it could have reached Sardinian lagoons through the introduction of bivalves coming from the Adriatic area. Due to the lack of previous data, it is not possible to assess if the introduction of this species in Santa Gilla lagoon is a recent event. Finally, to evaluate the real invasive success of this species in this area, monitoring, should be extended to a larger number of sites.

References

- CAMPANI E., COPPINI M., CUNEO F., MARGELLI A. (2004) - Bivalvi "alieni" nelle acque del Porto di Livorno: *Theora (Endopleura) lubrica* Gould, 1861 e *Musculista senhousia* (Benson in Cantor, 1842). *Atti Soc. tosc. Sci. Nat.*, **111**: 1-5.
- MISTRI M. (2002) - Ecological characteristics of the invasive Asian date mussel, *Musculista senhousia*, in the Sacca di Goro (Adriatic Sea, Italy). *Estuaries*, **25** (3): 431-44.
- MISTRI M., FANO E.A. (2003). Biodiversity and introduced species: the role of *Musculista senhousia* in the Sacca di Goro. *Biol. Mar. Mediterr.*, **10** (2): 40-47.
- MUNARI C., CANNAS A., ROSSI R., MISTRI M. (2004) - *Musculista senhousia* (Bivalvia, Mytilidae): elemento strutturante o destrutturante la comunità macrozoobentonica? *Ecologia. Atti del XIV Congresso Nazionale della SITE*.
- STREFTARIS N., ZENETOS A. (2006) - Alien Marine Species in the Mediterranean - the 100 'Worst Invasives' and their Impact. *Mediterr. Mar. Sci.*, **7** (1): 87-118.
- WILLAN (1987) - The mussel *Musculista senhousia* in Australasia; another aggressive alien highlights the need for quarantine at ports. *B. Mar. Sci.*, **41** (2): 476-489.

M. BERTOLINO, M. BO, G. BAVESTRELLO, M. PANSINI

Dipartimento di Scienze della Terra dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Università di Genova,
Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
marco.bertolino75@libero.it

RIPARTIZIONE ECOLOGICA DI ALCUNE SPECIE DEL GENERE
HALICLONA GRANT, 1836 (DEMOSPONGIAE, CHALINIDAE)
NEL MAR MEDITERRANEO

*ECOLOGICAL DISTRIBUTION OF SOME SPECIES OF THE GENUS
HALICLONA GRANT, 1836 (DEMOSPONGIAE, CHALINIDAE)
IN THE MEDITERRANEAN SEA*

Abstract - The ecological distribution of 14 demosponge species belonging to the genus *Haliclona*, on the base of data collected by diving and by R.O.V., in the western Mediterranean Sea, is here presented. Several groups of species, well adapted to different ecological conditions along a vertical gradient, have been identified.

Key-words: Porifera, *Haliclona*, ecology, vertical distribution, Mediterranean Sea.

Introduzione - I Poriferi del genere *Haliclona*, come altri appartenenti alla famiglia Chalinidae, sono spugne molto difficili da determinare. In Mediterraneo sono note 49 specie (van Soest *et al.*, 2013) suddivise nei sottogeneri *Gellius*, *Halichoelona*, *Haliclona*, *Reniera*, *Rhizoniera* e *Soestella*, e sono distribuite dalla superficie sino a oltre 800 m di profondità. Data la difficoltà nell'interpretazione delle caratteristiche scheletriche (Weerdt, 1986, 1989), l'aspetto esterno diventa molto importante per l'identificazione, specie se documentato da foto *in situ*. In questo lavoro esaminiamo 14 specie alcune delle quali caratterizzate da una peculiare distribuzione batimetrica.

Materiali e metodi - I dati utilizzati, raccolti lungo le coste italiane dagli anni '80 a oggi, riguardano esemplari fotografati e raccolti in immersione sino ad una profondità di 60 m e tramite ROV a profondità maggiori. I campioni di spugna e le relative fotografie *in situ*, sono stati analizzati e classificati sino a livello di specie.

Risultati - Sono state identificate in totale 14 specie: *H. (Gellius) lacazei*, *H. (Halichoelona) fulva*, *H. (Halichoelona) magna*, *H. (Halichoelona) perlucida*, *H. (Reniera) citrina*, *H. (Reniera) cratera*, *H. (Reniera) mediterranea*, *H. (Reniera) subtilis*, *H. (Rhizoniera) grossa*, *H. (Rhizoniera) sarai*, *H. (Soestella) implexa*, *H. (Soestella) mamillata*, *H. (Soestella) mucosa* e *Haliclona poecillastroides*. Di queste, *H. (Halichoelona) perlucida*, *H. (Reniera) citrina* e *H. (Reniera) cratera* vivono in ambienti relativamente ombrosi e scarsamente esposti alla sedimentazione, generalmente a profondità intorno ai 10-15 m, ma spesso scendono sino a 70 m. Il gruppo più consistente, composto da *H. (Halichoelona) fulva*, *H. (Reniera) mediterranea*, *H. (Rhizoniera) sarai*, *H. (Soestella) mamillata* e *H. (Soestella) mucosa*, predilige condizioni simili alle precedenti ma a profondità maggiori. Le stesse si possono trovare nel coralligeno di falesia, dove *H. (Halichoelona) fulva* risulta essere la specie più abbondante (Bertolino, 2011), e anche nella parte semi oscura delle grotte marine. Questi ambienti, tuttavia, sono stati esplorati solo nella fascia batimetrica tra 0 e 40 m e, salvo i pochi casi di grotte a profilo discendente, presentano le variazioni stagionali di temperatura proprie del livello. Solo nelle grotte sommerse vive *H. (Rhizoniera) grossa*, una specie vicina a *H. (Rhizoniera) sarai* che presenta una notevolissima varietà morfologica. Specie batifile come *H. (Gellius) lacazei*, *H. (Halichoelona) magna* e *H. (Reniera) poecillastroides* (Griessinger, 1971; Vacelet, 1969),

sono distribuite nella zona profonda delle falesie o nella cosiddetta biocenosi della roccia del largo. Si tratta di specie sciafile ma, probabilmente, anche stenoterme che, pertanto, non si trovano mai nelle grotte, soggette a variazioni termiche stagionali. Alcune specie, infine, come *H. (Reniera) subtilis* e *H. (Soestella) implexa* vivono nel detritico costiero o all'apice di *seamount* (Bo *et al.*, 2011), a profondità di almeno 40-50 m. Dal punto di vista biogeografico delle 14 specie di *Haliclona* prese in considerazione 5 sono endemiche mediterranee [*H. (Halichoelona) magna*, *H. (Reniera) subtilis*, *H. (Rhizoniera) grossa*, *H. (Rhizoniera) sarai*, *Haliclona poecillastroides*] e 9 atlanto-mediterranee [*H. (Gellius) lacazei*, *H. (Halichoelona) fulva*, *H. (Halichoelona) perlucida*, *H. (Reniera) citrina*, *H. (Reniera) cratera*, *H. (Reniera) mediterranea*, *H. (Soestella) implexa*, *H. (Soestella) mamillata*, *H. (Soestella) mucosa*] per lo più con distribuzione limitata alla regione lusitanica.

Conclusioni - Molte delle specie studiate sono legate a precise condizioni ambientali piuttosto che ad una determinata fascia batimetrica. Ne consegue che la loro distribuzione può variare a seconda delle situazioni locali. Infatti, nelle zone coralligene, si creano micro ambienti relativamente oscuri che permettono l'insediamento di specie sciafile anche a basse profondità (Sarà *et al.*, 1978; Bertolino *et al.*, 2011). È importante considerare che i dati raccolti nelle campagne ROV, il cui studio è ancora in fase iniziale, potranno estendere la distribuzione di molte specie e portare alla scoperta di nuovi taxa. Lungo le coste calabresi, infatti, è stata individuata una nuova specie di *Haliclona*, propria della zona mesofotica, attualmente in pubblicazione.

Bibliografia

- BERTOLINO M. (2011) - *Sponges of the coralligenous community in the Mediterranean Sea*. Università Politecnica delle Marche, PhD Thesis: 1-170.
- BERTOLINO M., BAVESTRELLO G., CALCINAI B. (2011) - Plasticità fenotipica in Poriferi adattati all'habitat coralligeno. *Biol. Mar. Mediterr.*, **18** (1): 238-239.
- BO M., BERTOLINO M., BORGHINI M., CASTELLANO M., COVAZZI HARRIAGUE A., DI CAMILLO C. G., GASPARINI G. P., MISIC C., POVERO P., PUSCEDDU A., SCHROEDER K., BAVESTRELLO G. (2011) - Characteristics of the mesophotic megabenthic assemblages of the Vercelli Seamount (North Tyrrhenian Sea). *PLoS ONE*, **6** (2), doi:10.1371/journal.pone.0016357.
- GRIESSINGER J.M. (1971) - Etude des Réniérides de Méditerranée (Démospogones Haplosclérides). *Bull. Mus. Hist. Nat.*, **3** (3): 97-182.
- SARÁ M., BALDUZZI A., BOERO F., PANSINI M., PESSANI D., PRONZATO R. (1978) - Analisi di un popolamento bentonico di falesia del Promontorio di Portofino: dati prelliminari. *Boll. Ist. Biol. Univ. Genova*, **46**: 119-137.
- VACELET J. (1969) - Eponges de la Roche du Large et de l'étage bathyal de Méditerranée (Récoltes de la soucoupe plongeante Cousteau et dragages). *Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle (A, Zoologie)*, **59** (2): 145-219 + pls I-IV.
- VAN SOEST R.W.M., BOURY-ESNAULT N., HOOPER J.N.A., RÜTZLER K., DE VOOGD N.J., ALVAREZ DE GLASBY B., HAJDU E., PISERA A.B., MANCONI R., SCHOENBERG C., JANUSSEN D., TABACHNICK K.R., KLAUTAU M., PICTON B., KELLY M., VACELET J., DOHRMANN M., CRISTINA DÍAZ M. (2013) - World Porifera database. Accessed at <http://www.marinespecies.org/porifera> on 2013-02-15.
- WEERDT W.H. DE (1986) - A systematic revision of the North-Eastern Atlantic shallow-water Haplosclerida (Porifera, Demospongiae), Part. II: Chalinidae. *Beaufortia*, **36** (6): 81-165.
- WEERDT W.H. DE (1989) - Phylogeny and vicariance biogeography of north Atlantic Chalinidae (Haplosclerida, Demospongiae). *Beaufortia*, **39** (3): 55-88.

F. BLASI, M. DELARIA¹, S. CARONNI²

Dipartimento di Biotecnologie e Scienze della Vita, Università dell'Insubria, Varese, Italia.
blasifilippo@gmail.com

¹Dipartimento di Scienze della Natura e del Territorio, Università di Sassari, Sassari, Italia.

²Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia, Pavia, Italia.

PRIMA SEGNALAZIONE DELLA MICROALGA BENTONICA *CHRYSOPHAEUM TAYLORII* LEWIS & BRYAN LUNGO LE COSTE LAZIALI

FIRST RECORD OF THE BENTHIC MICROALGA CHRYSOPHAEUM TAYLORII LEWIS & BRYAN ALONG THE LATIUM COASTS

Abstract - This paper describes the results of a short study carried out in the summer months of 2012 along the Latium coasts. The aim of the study was to contribute to improve the knowledge on the distribution of the benthic mucilage-forming microalga *Chrysophaeum taylorii* Lewis & Bryan (Pelagophyceae), that has detrimental effects on benthic community and on the ecosystem services it provides, along the Italian coasts. To the purpose, data on the presence and abundance of its vegetative cells on hard benthic substrata in three different study sites near Santa Marinella were collected.

Key-words: phytobenthos, new records, distribution, density, ecosystem services.

Introduzione - *Chrysophaeum taylorii* Lewis & Bryan è una microalga bentonica le cui cellule vegetative sono in grado di sintetizzare ingenti quantità di mucillagine bentonica. La specie è tipica delle barriere coralline (Schaffelke *et al.*, 2004) ma negli ultimi anni è stata ritrovata anche in Mediterraneo, sia lungo le coste turche (Aktan e Tapaloğlu, 2011) sia lungo quelle sarde (Lugliè *et al.*, 2008), dove si è insediata soprattutto sui fondali rocciosi costieri dell'Area Marina Protetta Tavolara Punta Coda Cavallo, da cui sembra stia espandendo la sua distribuzione (Caronni *et al.*, 2010). Obiettivo di questa ricerca è verificare la presenza di *C. taylorii* lungo le coste laziali, dove non sono mai stati condotti studi specifici a riguardo, e valutare se l'eventuale presenza di mucillagine abbia alterato le capacità delle comunità bentoniche di fornire i servizi ecosistemici e prodotto un impatto economico negativo sulle attività umane, come osservato per altre microalghe (Beville *et al.*, 2012).

Materiali e metodi - Nella prima metà di agosto, quando *C. taylorii* è particolarmente abbondante (Michelet *et al.*, 2011), in 3 siti lungo la costa tra Santa Marinella (42°02'30"N; 11°49'50"E) e Santa Severa (42°01'20"N; 14°45'21"E) sono stati raccolti 4 campioni di acqua e materiale epilittico (Abbate *et al.*, 2007). I prelievi sono stati effettuati a 1,5 m di profondità, dove la densità della specie è assai elevata (Caronni *et al.*, 2010), ispezionando il substrato per individuare anche l'eventuale mucillagine. I campioni sono stati fissati con Lugol e analizzati (2 sub-campioni per ciascuno) per il riconoscimento (secondo i caratteri descritti da Lewis e Bryan, 1941) ed il conteggio delle cellule (metodo Utermöhl, Abbate *et al.*, 2007). Un'ANOVA a 2 fattori (sito e campione) è stata effettuata per testare le differenze di densità.

Risultati - La presenza di alcune cellule vegetative della microalga è stata osservata in tutti i campioni raccolti nei 3 siti di studio, sebbene non siano stati individuati ammassi mucillaginosi della microalga né sul substrato né in sospensione nella colonna d'acqua ed in superficie. La densità media di *C. taylorii* è risultata uniforme nell'intera area di studio, attestandosi intorno a valori compresi tra le 89 e le 93 cellule ml⁻¹ a seconda del campione analizzato (Tab. 1). Le analisi statistiche hanno escluso l'esistenza di differenze significative nell'abbondanza della microalga tra i siti indagati (ANOVA: $F_{2,9}=3,16$; $P>0,05$).

Tab. 1 - Densità delle cellule vegetative di *C. taylorii* nei due sub-campioni (SS) analizzati per ciascun campione (C) raccolto nei tre siti di indagine (Punta della vipera: PV; Capo Linaro: CL; Santa Severa: SS).

C. taylorii densities in the two sub-samples (SS) analysed for each sample (C) collected in the three investigated sites (Punta della vipera: PV; Capo Linaro: CL; Santa Severa: SS).

Densità di <i>C. taylorii</i> (cellule ml ⁻¹)						
	PV		CL		SS	
	SS ₁	SS ₂	SS ₁	SS ₂	SS ₁	SS ₂
C ₁	91	91	90	91	92	93
C ₂	89	89	91	91	92	92
C ₃	90	91	91	91	93	93
C ₄	89	89	92	93	91	91

Conclusioni - I dati raccolti nei tre siti di indagine forniscono interessanti informazioni sulla distribuzione di *C. taylorii* in Mediterraneo, rivelando la sua presenza anche lungo il litorale laziale. La densità della microalga nella zona, tuttavia, è risultata notevolmente inferiore rispetto a quella registrata nello stesso periodo lungo le coste sarde in siti simili (caratteristiche del substrato, esposizione, ecc.) (Caronni *et al.*, dati non pubblicati) e paragonabile a quella osservata nel corso di precedenti studi in zone di recente colonizzazione (Caronni *et al.*, 2010). Se, come ipotizzato da Lugliè *et al.* (2008), *C. taylorii* è una specie alloctona recentemente introdotta in Mediterraneo, questi risultati, così come l'assenza di ammassi mucilluginosi sul substrato, permettono di ipotizzare che essa si sia insediata solo recentemente nella zona. Inoltre, l'assenza di mucillagine, che ricoprendo il substrato può generare effetti negativi sulle specie del benthos, sembra indicare che, allo stato attuale, la presenza dell'alga non abbia causato conseguenze significative sulla capacità degli ecosistemi bentonici di fornire i servizi ecosistemici.

Bibliografia

- ABBATE M., BORDONE A., CERRATI G., LISCA A., PEIRANO A. (2007) - Variabilità della distribuzione e densità di *Ostreopsis ovata* nel Golfo della Spezia. *Biol. Mar. Mediterr.*, **14** (2): 286-287.
- AKTAN Y., TOPALOĞLU B. (2011) - First record of *Chrysophaeum taylorii* Lewis & Bryan and their benthic mucilaginous aggregates in the Aegean Sea (Eastern Mediterranean). *J. Black Sea/Medit. Environ.*, **17** (2): 159-170.
- BEVILLE S.T., KERR G.N., HUGHEY K.F.D. (2012) - Valuing impacts of the invasive alga *Didymosphenia geminata* on recreational angling. *Ecol. Econ.*, **82**: 1-10.
- CARONNI S., CECCHERELLI G., NAVONE A., OCCHIPINTI-AMBROGI A., PANZALIS P., PINNA S., SECHI N. (2010) - Distribution and density of the benthic microalga *Chrysophaeum taylorii* Lewis & Bryan from northern to central-eastern Sardinian coasts. *Biol. Mar. Mediterr.*, **17** (1): 292-293.
- LEWIS I.F., BRYAN H.F. (1941) - A New Protophyte from the Dry Tortugas. *Am. J. Bot.*, **28** (4): 343-348.
- LUGLIÈ A., SATTA C., PADEDDA B., PULINA S., SECHI N. (2008) - What is *Chrysophaeum taylorii* Lewis & Bryan doing in Sardinia (Tyrrhenian Sea, Mediterranean)? *Harmful Algae News*, **36**: 4-6.
- MICHELET S., CARONNI S., CECCHERELLI G., SPANO G., SECHI N. (2011) - Variabilità spazio-temporale della microalga *Chrysophaeum taylorii* Lewis & Bryan lungo le coste nord-orientali della Sardegna. *Biol. Mar. Mediterr.*, **18** (1): 264-265.
- SCHAFFELKE B., HEIMANN K., MARSHALL P.A., AYLING A.M. (2004) - Blooms of *Chrysoyctis fragilis* on the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, **23**: 514.

G. BRUNDU, B. LOI, M. BAROLI, F. FRAU, P. PANZALIS*, G. BERNARDI*,
A. NAVONE*, I. GUALA

Fondazione IMC, International Marine Centre Onlus, Loc. Sa Mardini - 09170 Torregrande (OR), Italy.
g.brundu@imc-it.org

*Marine Protected Area of Tavolara - Punta Coda Cavallo, Olbia, Italy.

CHANGE OF DENSITY AND STRUCTURE
OF SEA URCHIN POPULATION
AT THE MPA TAVOLARA - PUNTA CODA CAVALLO

*VARIAZIONE DELLA DENSITÀ E DELLA STRUTTURA
DI POPOLAZIONE DEL RICCIO DI MARE
NELL'AMP TAVOLARA - PUNTA CODA CAVALLO*

Abstract - Density and population structure of *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) (Echinidae Echinodermata) were investigated on shallow rocky habitat at the Marine Protected Area Tavolara - Punta Coda Cavallo, in 2008 and 2012. Results point out the high abundance of both, total population and commercial size sea urchins, mainly in 2012, suggesting a high recruitment rate occurred in the last years. Results showed sustainable fishing effort and appropriate management measures.

Key-words: fisheries resources, *Paracentrotus lividus*, population structure, Tavolara MPA, Sardinia.

Introduction - In Sardinia, the edible sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) is harvested seasonally for local consumption and trade; recently, the increasing demand has resulted in an intense fishing effort and a wide scale decline of natural populations (Baroli *et al.*, 2006). Herein, we report the results of a quantitative assessment of *P. lividus* population in the MPA of Tavolara - Punta Coda Cavallo (TPCC), and a comparison between data collected in 2008 and 2012. The aim of this study was to evaluate the population change during last years, in order to update management measures adopted by MPA board for the sustainability of the sea urchin fishery at the TPCC.

Materials and methods - The study was carried out at the TPCC (NE Sardinia, Italy), in two surveys, in September 2008 and September 2012. Seabed maps have been processed in order to quantify rocky surfaces and select sampling stations. Sampling was performed at 28 stations, at two depths (-2 and -5 m), where sea urchins are more abundant (Boudouresque and Verlaque, 2007) and the pressure of harvesting is higher. At each station, sea urchins were collected from the sampling units (5 m², three replicate quadrats at each depths) according to Baroli *et al.* (2006); all individuals were counted and test diameters were measured by means of a calliper. Data were processed to assess total density (ind. m⁻² >5 mm), stock density (ind. m⁻² ≥50 mm), and population structure (frequency distribution of 2 mm size classes) at both depths. Analysis of variance (ANOVA) was carried out in order to test possible differences between years, depths and sites.

Results - Total density recorded in 2012 shows higher values than in 2008, while the stock density did not change significantly between years. Both variables decreased significantly with increasing depth. Total density was 1.7±0.2 (mean ±SE) ind. m⁻² at surface stations and 0.9±0.1 ind. m⁻² at 5 m depth in 2008; it was 3.5±0.3 ind. m⁻² at surface stations and 1.8±0.3 ind. m⁻² at 5 m depth in 2012. Stock density ranged from 1.0±0.1 ind. m⁻² at the surface to 0.4±0.1 ind. m⁻² in the deepest stations in 2008, and from 0.9±0.1 ind. m⁻² at the surface to 0.4±0.1 ind. m⁻² in the deepest stations in 2012. In addition, frequency distribution analysis of size classes showed a different

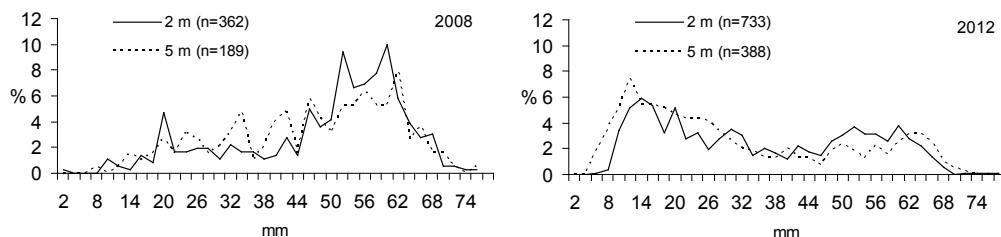


Fig. 1 - Population structures at both depths in 2008 and 2012 (n = number of individuals).
Struttura di popolazione alle due profondità nel 2008 e nel 2012 (n = numero di individui).

population structure between the two surveys, with a higher abundance of small sea urchins (diameter <30 mm) in 2012 (Fig. 1).

Conclusions - The surveys confirm that density decreases with increasing of depth, as described for other regional contexts (Baroli *et al.*, 2006; Nicora *et al.*, 2012). In 2012 total density is roughly twice than 2008 at both depths, while no significant differences are recorded for the commercial size; hence, population structure changes with the profile clearly shifted toward the smaller sizes. Since the abundance of predatory fishes did not decrease (Di Franco *et al.*, 2009; Guidetti *et al.*, 2011), a high recruitment rate occurred during last years, has probably caused the dominance of small sea urchins. Data comparison between 2008 and 2012 shows a sustainable fishing effort and a proper management of the resource. Moreover, results highlight the relevance of recurring assessments, in order to periodically update the management measures proposed for the sustainability of fisheries in the MPA, according to the principles of adaptive management (Pomeroy *et al.*, 2005).

References

- BAROLI M., DE FALCO G., ANTONINI C., COPPA S., FACHERIS C. (2006) - Analisi della distribuzione e struttura della popolazione di *Paracentrotus lividus* finalizzata alla gestione della pesca del riccio di mare nell'area marina protetta Penisola del Sinis - Isola di Mal di Ventre (Sardegna Occidentale). *Biol. Mar. Mediterr.*, **13** (1): 326-333.
- BOUDOURESQUE C.F., VERLAQUE M. (2007) - Ecology of *Paracentrotus lividus*. In: Lawrence J.M. (ed), *Edible Sea Urchins: Biology and Ecology*. Elsevier publ., Amsterdam: 243-285.
- DI FRANCO A., BUSSOTTI S., NAVONE A., PANZALIS P., GUIDETTI P. (2009) - Evaluating effects of total and partial restrictions to fishing on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **387**: 275-285.
- GUIDETTI P., BUSSOTTI S., DI FRANCO A. (2011) - *Monitoraggio dell'effetto riserva a livello ecosistemico presso l'Area Marina Protetta di Tavolara-Punta Coda Cavallo*. Relazione Tecnica Finale, 31 Ottobre 2011: 44 pp.
- NICORA F., PALOMBO L., SIMEONE S., BAROLI M., GUALA I. (2012) - Monitoring populations of the sea urchin *Paracentrotus lividus* at the Arcipelago di La Maddalena National Park. *Biol. Mar. Mediterr.*, **19** (1): 180-181.
- POMEROY R.S., WATSON L.M., PARKS J.E., CID G.A. (2005). How is your MPA doing? A methodology for evaluating the management effectiveness of marine protected areas. *Ocean Coast. Manage.*, **48**: 485-502.

This research was funded by the Marine Protected Area Tavolara - Punta Coda Cavallo.

B. CALCINAI, M. GRAZIANO, M. MORI, C. CERRANO

Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università Politecnica delle Marche,
Via Breccie Bianche - 60131 Ancona, Italia.
m.mori@univpm.it

STRUTTURA DEMOGRAFICA DI UNA POPOLAZIONE
DI *LIMNORIA TRIPUNCTATA* MENZIES 1951
(CRUSTACEA: LIMNORIIDAE) DEL MAR LIGURE

*DEMOGRAPHIC STRUCTURE OF A POPULATION
OF LIMNORIA TRIPUNCTATA MENZIES 1951
(CRUSTACEA, LIMNORIIDAE) OF THE LIGURIAN SEA*

Abstract - This paper describes some aspects of the biology, as demographic structure and relative growth, of *Limnoria tripunctata* in the Ligurian Sea. Moreover the occurrence of some ectoparasites typical of this species is reported.

Key-words: wood-borer, ectoparasites, relative growth, Isopoda, Peracarida.

Introduzione - Vari organismi quali batteri e muffe uniti all'azione di invertebrati xilofagi, comprendenti numerose specie di Molluschi e di Crostacei, concorrono sinergicamente nel fenomeno della bio-demolizione del legno (Thiel, 2003). Tra gli xilofagi vi sono i Crostacei Isopodi Limnoridae, che comprendono numerose specie di cui solo alcune sono state oggetto di studi etologici e riproduttivi (Thiel, 2003; Brearley *et al.*, 2008). *Limnoria tripunctata*, appartiene al gruppo delle specie poco studiate per cui il principale obiettivo del presente lavoro è di esaminare alcuni primi dati demografici di questa specie.

Materiali e metodi - Gli individui di *Limnoria tripunctata* sono stati raccolti nel dicembre 2010 entro un ramo di *Pinus* sp. immerso in prossimità della spiaggia di Paraggi (S. Margherita Ligure, Italia). La presenza di questa specie era già stata segnalata in Mar Ligure da Relini (1976). Gli esemplari sono stati suddivisi in maschi e femmine, rispettivamente sulla base dello sviluppo dei peni e della presenza di osteogiti ben sviluppati, i giovani per l'assenza di questi caratteri. Le misure morfometriche, rilevate allo stereomicroscopio da dissezione mediante un oculare micrometrico, sono state: lunghezza totale del corpo (BL: dall'apice del cefalotorace al margine posteriore del telson secondo la naturale postura incurvata degli individui), larghezza del cephalon rilevata in corrispondenza degli occhi (CW) e larghezza massima del terzo pereonite escluse le piastre coxali (PW, equivalente alla larghezza massima del corpo). Le regressioni sono state stimate come suggerito da Hartnoll (1982). Il corpo di tutti gli individui raccolti è stato attentamente ispezionato allo stereomicroscopio al fine di rilevare la presenza di eventuali ectoparassiti.

Risultati e conclusioni - Le taglie (BL) degli individui giovanili (N=20), la maggior parte dei quali sono stati trovati in fondo alle camere, erano distribuite tra 0.87 e 1.72 mm, quelle dei maschi (N=30) tra 1.75 e 2.81 mm e quelle delle femmine (N=30) tra 1.85 e 3.00 mm; la mediana dei giovani risultava di 1.35 mm BL, quella dei maschi di 2.15 mm BL e infine quella delle femmine di 2.37 mm BL. Il test di Mann-Whitney indica che le femmine raggiungono lunghezze totali maggiori (BL) dei maschi ($p < 0.039$). La frequenza percentuale totale maschio:femmina era di 50:50, valore classico del rapporto Mendeliano (1). Tale rapporto, come descritto da Thiel (2003) per *L. chilensis*, sembra confermare la presenza di coppie fisse all'interno dei

cunicoli che provvedono sinergicamente al mantenimento della propria prole tramite il supporto fornito nei periodi iniziali di sviluppo larvale dal *marsupium* materno e mediante l'ossigenazione del condotto da parte del maschio. I parametri delle regressioni (tutte significative, $P < 0.05$), relative alla lunghezza totale vs. la larghezza del cefalon, stimati per i tre stadi di sviluppo considerati, sono: giovani, $\log CW = 1.109 \log BL - 0.703$, S_a (stato allometrico) = 0; femmine, $\log CW = 0.918 \log BL - 0.773$, $S_a = 0$; maschi, $\log CW = 0.874 \log BL - 0.738$, $S_a = 0$. Quelli relativi alla lunghezza totale vs. la larghezza del terzo pereionite sono: giovani, $\log PW = 0.871 \log BL - 0.532$, $S_a = 0$; femmine, $\log PW = 0.777 \log BL - 0.385$, $S_a = -$; maschi, $\log PW = 0.585 \log BL - 0.348$, $S_a = -$. In tutti e tre gli stadi di sviluppo la crescita in larghezza del cefalon (CW) è isometrica mentre quella relativa alla larghezza del pereionite è isometrica nei giovani e allometrica negativa negli adulti. Tale *pattern* probabilmente è in relazione con il diametro dei cunicoli che è strettamente correlato con le dimensioni dei maschi, che sono i principali effettori dello scavo, per cui le femmine possono avere un corpo al massimo largo quanto quello dei maschi più grandi. Quindi la mancata crescita allometrica positiva del pereionite (PW) nelle femmine, che se di dimensioni maggiori avrebbe potuto contenere più uova (vedi Hartnoll, 1982), è verosimilmente compensata da una maggiore lunghezza del loro corpo (BL) rispetto a quella dei maschi. Il 29% degli individui di *L. tripunctata* sono stati trovati con ectoparassiti sulla superficie superiore dei propri telson (25% nei giovani, 20% nelle femmine e 40% nei maschi): questi erano rappresentati dal Protozoo Ciliato Eterotrico *Mirofolliculina limnoriae* Giard, 1883 e dal Crostaceo Ostracode Myodicopide *Aspidoconcha limnoriae* de Vos, 1957. I maschi sembrano presentare una maggiore presenza di ectoparassiti rispetto agli altri due stadi di sviluppo, ma il test del chi quadro, probabilmente a causa del limitato numero di individui esaminati, non identifica alcuna differenza significativa tra i differenti valori ($P > 0.05$). Comunque i maschi potrebbero essere più soggetti all'infestazione di ectoparassiti, rispetto alle femmine e ai giovani, in quanto sono a diretto contatto con i flussi d'acqua che entrano nelle gallerie. Essi, infatti, presiedono l'ingresso principale della galleria ma hanno anche la funzione di creare condotti secondari che contribuiscono a migliorare l'ossigenazione delle porzioni più interne dei cunicoli dove sono alloggiati le femmine con i giovani (Thiel, 2003).

Bibliografia

- BREARLEY A., KENDRICK G.A., WALKER D.I. (2008) - How does burrowing by the isopod *Limnoria agrostisa* (Crustacea: Limnoriidae) affect the leaf canopy of the southern Australian seagrass *Amphibolis griffithii*? *Mar. Biol.*, **156**: 65-77.
- HARTNOLL R.G. (1982) - Growth. In: Abele L.G. (ed), *The biology of Crustacea. Vol. 2*. Academic Press, New York: 111-197.
- RELINI G. (1976) - Fouling of different materials immersed at a depth of 200 m in the Ligurian Sea. *Proc. 4th Int. Congr. Mar. Corr. Foul.* Antibes Juan les Pins: 441-443.
- THIEL M. (2003) - Reproductive biology of *Limnoria chilensis*: another boring peracarid species with extended parental care. *J. Nat. Hist.*, **37**: 1713-1727.

B. CALCINAI, S. PEDICINI, M. MORI, C. CERRANO, G. BAVESTRELLO*

Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università Politecnica delle Marche,
Via Brezze Bianche - 60131 Ancona, Italia.
b.calcinai@univpm.it

*DISTAV, Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.

NEW RECORDS OF MARINE WOOD-BORERS
OF THE FAMILY TEREDINIDAE (MOLLUSCA, BIVALVIA)
FROM THE LIGURIAN AND ADRIATIC SEAS

NUOVI RITROVAMENTI DI XILOFAGI MARINI
DELLA FAMIGLIA TEREDINIDAE (MOLLUSCA, BIVALVIA)
NEI MARI LIGURE E ADRIATICO

Abstract - The present work provides new data about the presence of some teredinid species, collected from 2009 to 2012 from a number of timber drifted or dipped, in the Ligurian and mid-Adriatic seas. In the former basin *Lyrodus pedicellatus*, *Teredo navalis* and *Nototeredo norvegica* were collected, while in the latter, in addition to these, also *Bankia bipennata* and *B. carinata* were found.

Key-words: *Teredinids, Bivalvia, Mediterranean Sea.*

Introduction - Species in the family Teredinidae, commonly called shipworms, are bivalves molluscs adapted to boring into wood. The teredinids facilitate the breakdown of wood and increase the surface area of dead wood that can be colonized by other organisms such as bacteria. Teredinidae are distributed worldwide and the economic impact of the destruction they inflict in maritime structure is well documented. Recent estimates have suggested destruction by teredinids to be billions of dollars worth worldwide (Distel *et al.*, 2011). The present work provides new data about some teredinid species occurring in Italian seas.

Materials and methods - From 2009 to 2012 timbers drifted or dipped (samples) were collected in the Ligurian and mid-Adriatic seas.

Sample 1: floating branch of an unidentified tree, collected in September 2010 at Portofino (Ligurian Sea);

Sample 2: branch of *Pinus* sp. collected at 13 m depth in October 2010 at Paraggi (Ligurian Sea);

Sample 3: branch of *Salix* sp. collected in November 2010 on the beach of Rimini (Adriatic Sea);

Sample 4: unidentified conifer trunk collected in November 2010 on the beach of Civitanova Marche (Adriatic Sea);

Sample 5: branch of *Pinus* sp. collected at 15 m depth in December 2010 at Paraggi (Ligurian Sea);

Sample 6: trunk of *Populus* sp. collected in May 2011 by means of trawl net off Ancona at a depth of about 15 m (Adriatic Sea);

Sample 7: floating trunk of an unidentified tree, collected in November 2012 at Porto Potenza (Adriatic Sea).

As many whole specimens as possible were manually extracted with Stanley hand-knives from the wood samples. Species identification was based primarily on the pallets in accordance with the key of the wood-boring bivalves provided by Turner (1966, 1971). On the contrary, shells were considered of little use as many species exhibited similar characters or great variation within species at a particular locality (Turner, 1971). All specimens collected, preserved in 75% ethanol, are presently held at Disva Department of the Polytechnic University of Marche.

Results and conclusions - Five species of Teredinidae were identified from the examined samples (Tab. 1); it is a quite large number considering that in the Mediterranean Sea eight species have been recorded (see Schiaparelli, 2008 and Borges *et al.*, 2012). The most common species were *Nototeredo norvagica* and *Teredo navalis*, which represent the first record for the Ligurian Sea. *Lyrodus pedicellatus* was also quite common and was recorded for the first time from the Adriatic Sea. *Bankia carinata* and *B. bipennata* were only found from a sample coming from mid-Adriatic Sea. The finding of a higher number of species collected in the mid-Adriatic sector, than in the Ligurian Sea puts in evidence that, although teredinids are widely studied from a physiological and biological point of view, their patterns of dispersion are still unclear.

Tab. 1 - Species of Teredinidae collected (C) from Ligurian and mid-Adriatic sea. BAIS: number of the sectors, according to the biogeographical areas of the Italian seas identified by Bianchi (2004), in which the species (x) have been reported (see Schiaparelli, 2008).

Specie di Teredinidae raccolte (C) in Mar Ligure e nell'Adriatico. BAIS: numero di settori, relativo alle aree biogeografiche identificate da Bianchi (2004), in cui la presenza delle specie (x) è stata segnalata (vedi Schiaparelli, 2008).

Species collected	samples	BAIS								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Bankia bipennata</i> (Turton, 1819)	6					x				Cx
<i>Bankia carinata</i> (J.E. Gray, 1827)	6		x			x				Cx x
<i>Lyrodus pedicellatus</i> (Quatrefages, 1849)	2,4	Cx		x		x	x			C x
<i>Nototeredo norvagica</i> (Spengler, 1972)	1,4,5,6,7	C	x			x	x			Cx x
<i>Teredo navalis</i> (Linnaeus, 1758)	2,3,5	C	x	x	x	x	x			Cx x

References

- BIANCHI C.N. (2004) - Proposta di suddivisione dei mari italiani in settori biogeografici. *Notiziario SIBM*, **46**: 57-59.
- BORGES L.M.S., SIVRIKAYA H., LE ROUX A., SHIPWAY J.R., CRAGG S.M., COSTA F.O. (2012) - Investigating the taxonomy and systematics of marine wood borers (Bivalvia: Teredinidae) combining evidence from morphology, DNA barcodes and nuclear locus sequences. *Invert. Systemat.*, **26**: 572-582.
- DISTEL D.M., AMIM M., BURGOYNE A., LINTON E., MAMANGKEY G., MORRIL W., NOVE J., WOOD N., YANG J. (2011) - Molecular phylogeny of Pholadidea Lamarck, 1809 supports a single origin for xylotrophy (wood feeding) and xylotrophic bacterial endosymbiosis in Bivalvia. *Mol. Phylogenet. Evol.*, **61**: 245-254.
- SCHIAPARELLI S. (2008) - Bivalvia. In: Relini G. (ed), Checklist della flora e della fauna dei mari italiani. I Parte. *Biol. Mar. Mediterr.*, **15** (Suppl. 1): 296-314.
- TURNER R.D. (1966) - *A survey and illustrated catalogue of the Teredinidae (Mollusca: Bivalvia)*. The Museum of Comparative Zoology. Harvard University, Cambridge, Massachusetts: 265 pp.
- TURNER R.D. (1971) - Identification of marine wood-boring molluscs. In: Jones E.B.G., Eltringham S.K. (eds), *Marine borers, fungi and fouling organisms of wood*. OECD, Paris: 15-64.

S. CARONNI, R. MARONGIU¹, A. OCCHIPINTI AMBROGI,
P. PANZALIS², B. RUMI³, N. SECHI¹, G. CECCHERELLI¹

Dip. di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia,
Via Sant'Epifanio, 14 - 27100 Pavia, Italia.
sarah.caronni@unipv.it

¹Dip. di Scienze della Natura e del Territorio, Università di Sassari, Sassari, Italia.

²Area Marina Protetta di Tavolara Punta Coda Cavallo, Olbia, Italia.

³Dip. di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università di Milano-Bicocca, Milano, Italia.

PRIME OSSERVAZIONI SUL RUOLO DELLA MUCILLAGINE NELLA DIFFUSIONE DELLA MICROALGA *CHRYSOPHAEUM TAYLORII* LEWIS & BRYAN

FIRST OBSERVATIONS ON THE ROLE OF MUCILAGE IN THE DISPERSAL OF THE MICROALGA CHRYSOPHAEUM TAYLORII LEWIS & BRYAN

Abstract - In the summer months of 2012 a manipulative field experiment was carried out in Tavolara Punta Coda Cavallo Marine Protected Area with the aim of acquiring information on the role the mucilaginous aggregates produced by the benthic marine microalga *Chrysothrix taylorii* Lewis & Bryan (Pelagophyceae) play in the local-scale dispersal of its vegetative cells.

Key-words: experimental research, phytobenthos, mucopolysaccharides, dispersal, hydrodynamics.

Introduzione - Le recenti ricerche condotte sulla microalga bentonica *Chrysothrix taylorii* Lewis & Bryan nell'Area Marina Protetta Tavolara Punta Coda Cavallo hanno evidenziato il ruolo dell'idrodinamismo nella formazione e nell'accumulo dei suoi ammassi mucillaginosi (Caronni *et al.*, 2011) e nella dispersione delle sue cellule vegetative (Michelet *et al.*, 2011). Si conosce, ancora poco, invece, sulle modalità di diffusione della microalga. Obiettivo dello studio, condotto nell'estate del 2012, è stato stimare se le cellule di *C. taylorii* intrappolate all'interno degli ammassi mucillaginosi (Gerwick, 1989) trasportati dalle correnti tendano a ricadere sul substrato favorendo la diffusione della specie e se l'idrodinamismo sia tra i fattori alla base di tale fenomeno.

Materiali e metodi - L'esperimento è stato svolto in tre baie dell'AMP in ognuna delle quali sono state posizionate tre gabbiette (20×20×60 cm) a pochi metri dalla linea di costa, in modo che fuoriuscissero di 10 cm dal pelo dell'acqua. In tre tempi, nelle baie S₁ e S₃ una quantità nota di ammassi mucillaginosi galleggianti di *C. taylorii* è stata inserita nelle gabbiette cosicché ne fosse impedito il trasporto; nella terza (S₂), invece, le gabbiette sono state lasciate vuote come controllo. Sul fondale sotto ogni gabbietta (~50 cm di profondità) è stata fissata una lastra di granito dove, dopo due giorni dall'inserimento della mucillagine, sono stati raccolti con un brush sampler (Caronni *et al.*, 2012) campioni di acqua e materiale epilittico per conoscere la densità di cellule di *C. taylorii* (metodo Utermöhl, Abbate *et al.*, 2007). Accanto ad ogni gabbietta è stato stimato, inoltre, l'idrodinamismo con palline di gesso (Gambi *et al.*, 1989).

Risultati - Dall'analisi dei campioni raccolti sono emerse notevoli differenze nella densità di *C. taylorii* tra siti (ANOVA: $F_{2,4} = 2996.41$; $P < 0.01$); non sono state, infatti, individuate cellule della microalga né al sito S₁, né al sito S₂, utilizzato come controllo, ma soltanto al sito S₃, dove la densità media dell'alga è risultata pari a 314, 329 e 335 cellule ml⁻¹ rispettivamente al tempo T₁, T₂ e T₃. Anche per l'idrodinamismo l'ANOVA ha messo in luce l'esistenza di differenze statisticamente

significative tra siti ($F_{2,4}=144.31$; $P<0.01$) e il test SNK a posteriori ha evidenziato come al sito S_3 l'idrodinamismo sia risultato significativamente inferiore rispetto al sito S_2 e, soprattutto ad S_1 ($SE = 0.4714$), come è possibile osservare in Fig. 1.

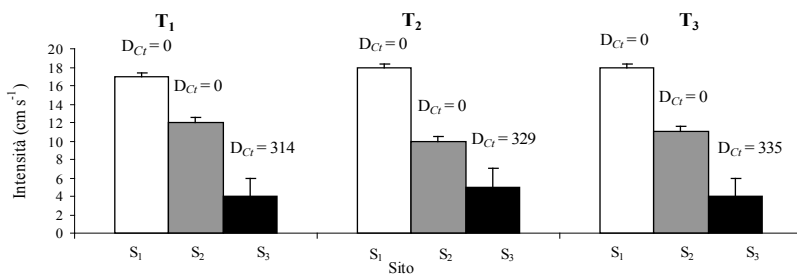


Fig. 1 - Flusso idrodinamico medio (+SE) nei 3 siti di studio (S_1 , S_2 , S_3), in occasione dei 3 tempi di campionamento (T_1 , T_2 , T_3). D_{Ct} indica la densità media di *C. taylorii* sulle lastre.

Mean water flow (+SE) in the three study sites (S_1 , S_2 , S_3) during the three sampling times (T_1 , T_2 , T_3). D_{Ct} indicates the mean cell density of *C. taylorii* on the slabs.

Conclusioni - Il ritrovamento di numerose cellule di *C. taylorii* nei campioni raccolti al sito S_3 conferma l'ipotesi secondo cui le cellule della microalga contenute nella mucillagine in sospensione nella colonna d'acqua ed in superficie tendono a ricadere sul substrato, insediandovisi e favorendo, così, la rapida diffusione della specie osservata da Caronni *et al.* (2010). Inoltre, le significative differenze nella densità di *C. taylorii* tra siti caratterizzati da diverso idrodinamismo confermano il ruolo chiave di questo fattore nel processo di cui sopra; infatti un flusso idrodinamico intenso sembra essere in grado di ostacolare la fissazione delle cellule al substrato immediatamente sottostante, come già in parte osservato per altre microalghe bentoniche (Abbate *et al.*, 2007).

Bibliografia

- ABBATE M., BORDONE A., CERRATI G., LISCA A., PEIRANO A. (2007) - Variabilità della distribuzione e densità di *Ostreopsis ovata* nel Golfo della Spezia. *Biol. Mar. Mediterr.*, **14** (2): 286-287.
- CARONNI S., CECCHERELLI G., MICHELET S., NAVONE A., OCCHIPINTI AMBROGI A., TREVISAN R., SECHI N. (2011) - Esperimento di rimozione degli ammassi mucilluginosi della microalga alloctona *Chrysosphaeum taylorii* Lewis e Bryan. *Biol. Mar. Mediterr.*, **18** (1): 22-25.
- CARONNI S., CECCHERELLI G., NAVONE A., OCCHIPINTI AMBROGI A., PANZALIS P., PINNA S., SECHI N. (2010) - Distribution and density of the benthic microalga *Chrysosphaeum taylorii* Lewis & Bryan from northern to central-eastern Sardinian coasts. *Biol. Mar. Mediterr.*, **17** (1): 292-293.
- CARONNI S., MICHELET S., PANZALIS P., NAVONE A., OCCHIPINTI AMBROGI A., SECHI N., CECCHERELLI G. (2012) - Primi risultati della sperimentazione di un nuovo strumento per stimare la densità della microalga bentonica *Chrysosphaeum taylorii* Lewis e Bryan. *Biol. Mar. Mediterr.*, **19** (1): 164-165.
- GAMBI M.C., BUIA M.C., CASOLA E., SCARDI M. (1989) - Estimates of water movement in *Posidonia oceanica* beds: a first approach. In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds), *International workshop on Posidonia beds*. GIS Posidonie, Marseille: 101-112.
- GERWICK W.H. (1989) - Desmethoxyhormothamnione, a new cytotoxic strylichromone from the marine Cryptophyte *Chrysosphaeum taylorii*. *J. Nat. Prod.*, **52**: 252-256.
- MICHELET S., CARONNI S., CECCHERELLI G., SPANO G., SECHI N. (2011) - Variabilità spazio-temporale della microalga *Chrysosphaeum taylorii* Lewis & Bryan lungo le coste nord-orientali della Sardegna. *Biol. Mar. Mediterr.*, **18** (1): 264-265.

E. CECERE, A. PETROCELLI

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (IAMC)- CNR,
Via Roma, 3 - 74123 Taranto, Italia.
antonella.petrocelli@iamc.cnr.it

ALIEN SEAWEEDS AND THE MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE IN ITALY

MACROALGHE ALIENE E MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE IN ITALIA

Abstract - The introduction of aliens in marine habitats is one of the pressing threaten to biodiversity in world seas, so that they were recognised as useful descriptors in the Marine Strategy Framework Directive. The situation of alien seaweeds along the Italian coasts, emerged from the answer to MSFD, evidenced the scarcity of quantitative studies and the urgent need of early monitoring to respond to the Directive.

Key-words: alien seaweeds, Mediterranean Sea, Marine Strategy, Italy.

Introduction - The introduction of alien species in both terrestrial and marine environments represents a serious menace for the biodiversity and the functioning of ecosystems, so that their importance was recognised even at an European level. Indeed, in the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) they are useful descriptors to define the environmental status of the coastal zone in each member state and national experts were requested to assess their threshold value. The European Alien Species Information Network (EASIN) was also set up to widen the information about alien species and favour the implementation of rules governing the management of invasive species (Katsanevakis *et al.*, 2013). Indeed, this phenomenon, being strictly linked to the recent increase of both world commercial trade and mariculture activities, is more and more growing.

Materials and methods - A careful bibliographic research was carried out on the literature concerning alien seaweeds along the Italian coasts.

Results and conclusions - In the Mediterranean Sea, today 986 alien species are present, 128 of which are macrophytes, mostly distributed in the Western Mediterranean (Zenetos *et al.*, 2012). In Italy, the hotspots for the introduction of alien seaweeds are the Lagoon of Venice and the Mar Piccolo of Taranto (Cecere *et al.*, 2011) but several reports are present also from other zones (e.g. Tyrrhenian Sea, Adriatic Sea). In spite of this, just to respond to the request of the MSFD, it was ascertained that only scanty quantitative studies were performed to assess the distribution and the population density of aliens as well as their impact on the receiving environment. Moreover, most of these studies pertain Transitional Water Systems, the environmental status of which was assessed in the frame of WFD but is not contemplated by MSFD. For example, the seasonal phenology of *Grateloupia turuturu* Yamada and *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar was studied in the Mar Piccolo of Taranto (Cecere and Petrocelli, unpublished data; Petrocelli *et al.*, 2011); the population study of *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt and *U. pinnatifida* was carried out in the Lagoon of Venice (Sfriso *et al.*, 2009). Concerning open waters, researches were carried out only in few localities. For example, the population density and the distribution of *Acrothamnion preissii* (Sonder) Wollaston, *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh, *C. racemosa* (Forsskål) J. Agardh var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman *et* Boudouresque and *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E.

Norris was assessed in harbours and coastal waters in the Tyrrhenian Sea (Piazzi and Cinelli, 2003). Several other papers are available on the presence of alien species along the Italian coasts but they are usually first reports (e.g. Gianguzza *et al.*, 2006); generally, no other study followed the first record (Manghisi *et al.*, 2010; Sfriso *et al.*, 2010; Wilkes *et al.*, 2006). This is probably due to the reduction of funds for research since it is well known that field studies are very expensive. At present, due to this situation, Italian researchers are not able to respond to the request of MSFD, like researchers of other EU member states, and the conclusion is reached that it is absolutely urgent and necessary to perform preliminary surveys and continuous monitoring actions in the vicinity of areas where presumably alien species introduction occurred and could occur.

References

- CECERE E., MORO I., WOLF M.A., PETROCELLI A., VERLAQUE M., SFRISO A. (2011) - The introduced seaweed *Grateloupia turuturu* (Rhodophyta, Halymeniales) in two Mediterranean transitional water systems. *Bot. Mar.*, **54**: 23-33.
- GIANGUZZA P., ZAVA B., BONAVIRI C., MONTEVERDE G., PALMERI A., RIGGIO S. (2006) - First record of *Caulerpa taxifolia* (Caulerpaceae, Ulvophyceae) in the Western Sicilian waters (Italy). *Biol. Mar. Mediterr.*, **13**: 591-592.
- KATSANEVAKIS S., GENOVESI P., GAIJI S., NYEGAARD HVID H., ROY H., NUNES A.L., SÁNCHEZ AGAUDO F., BOGUCARSKIS K., DEBUSSCHER B., DERIU I., HARROWER C., JOSEFSSON M., LUCY F.E., MARCHINI A., RICHARDS G., TRICHKOVA T., VANDERHOEVEN S., ZENETOS A., CARDOSO A.C. (2013) - Implementing the European policies for alien species - networking, science, and partnership in a complex environment. *Manag. Biol. Invasions*, **4**: 3-6.
- MANGHISI A., MORABITO M., BERTUCCIO C., LEGALL L., COULOUX A., CRUAUD C., GENOVESE G. (2010) - Is routine DNA barcoding an efficient tool to reveal introductions of alien macroalgae? A case study of *Agardhiella subulata* (Solieriaceae, Rhodophyta) in Cape Peloro lagoon (Sicily, Italy). *Cryptogamie, Algol.*, **31**: 423-433.
- PETROCELLI A., CARLUCCI R., PORTACCI G., CECERE E. (2011) - Phenology of the alien seaweed *Grateloupia turuturu* population in the Mar Piccolo of Taranto. *Eur. J. Phycol.*, **46** (Suppl. 1): 184-185.
- PIAZZI L., CINELLI F. (2003) - Evaluation of benthic macroalgal invasion in a harbour area of the western Mediterranean Sea. *Eur. J. Phycol.*, **38**: 223-231.
- SFRISO A., CURIEL D., RISMONDO A. (2009) - The Lagoon of Venice. In: Cecere E., Petrocelli A., Izzo G., Sfriso A. (eds), *Flora and Vegetation of the Italian Transitional Water Systems*. CoRiLa, Stampa Multigraf, Spinea, Venezia: 17-80.
- SFRISO A., MAISTRO S., ANDREOLI C., MORO I. (2010) - First record of *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta) in the Po Delta lagoons, Mediterranean Sea (Italy). *J. Phycol.*, **46**: 1024-1027.
- WILKES R.J., MORABITO M., GARGIULO G.M. (2006) - Taxonomic considerations of a foliose *Grateloupia* species from the Straits of Messina. *J. Appl. Phycol.*, **18**: 663-669.
- ZENETOS A., GOFAS S., MORRI C., ROSSO A., VIOLANTI D., GARCÍA RASO J.E., ÇINAR M.E., ALMOGI-LABIN A., ATEŞ A.S., AZZURRO E., BALLESTEROS E., BIANCHI C.N., BILECENOGLU M., GAMBI M.C., GIANGRANDE A., GRAVILI C., HYAMS-KAPHZAN O., KARACHLE P.K., KATSANEVAKIS S., LIPEJ L., MASTROTOTARO F., MINEUR F., PANCUCCI-PAPADOPOULOU M.A., RAMOS ESPLÁ A., SALAS C., SAN MARTÍN G., SFRISO A., STREFTARIS N., VERLAQUE M. (2012) - Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. *Mediterr. Mar. Sci.*, **13**: 328-352.

F. DI TRAPANI, P. GIANGUZZA, N. GALASSO*, S. RIGGIO

Dipartimento di Scienze della Terra e del Mare (DiSTeM), Università di Palermo,
Via Archirafi, 26 - 90123 Palermo, Italia.
francesco.ditrapani@ecologiamarina.it

*Dipartimento di Scienze Ecologiche e Biologiche (DEB), Università della Tuscia,
Largo dell'Università s.n.c. - 01100 Viterbo, Italia.

RELAZIONI TRA PARAMETRI BIOMETRICI IN *MARTHASTERIAS GLACIALIS* (L.) (ASTEROIDEA)

BIOMETRIC RELATIONSHIPS IN *MARTHASTERIAS GLACIALIS* (L.) (ASTEROIDEA)

Abstract - *Biometric parameters of the Asteroid echinoderm Marthasterias glacialis (L.) were measured at Ustica Island MPA (SW Tyrrhenian Sea). Wet weight was correlated with tip-to-tip (arm-span) diameter, central disk, arm length, arm width and arm height. Results show high positive correlation between weight and arm height, suggesting a new useful method to estimate starfish size also for in situ measurements.*

Key-words: *weight-morphometry relationships, Asteroidea, Marthasterias glacialis, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione - Lo studio delle biomasse degli invertebrati si basa sulla correlazione tra parametri biometrici, quali ad esempio peso e lunghezza. Nel caso degli Asteroidei si utilizzano vari parametri: 1) lunghezza totale dell'animale (dalla punta di un braccio a quella opposta es. in Verling *et al.*, 2003; Tuya e Duarte, 2012); 2) lunghezza del braccio più lungo dal centro del disco centrale (es. in Frid, 1992; Gaymer e Himmelman, 2008); 3) lunghezza di un braccio normale (es. in Scheibling e Lauzon-Guay, 2007; Urriago *et al.*, 2011); 4) distanza media dall'estremità del braccio al punto opposto angolare con il successivo (es. in Sommer *et al.*, 1999). Nell'intento di uniformare i parametri sopra indicati, si propone un nuovo metodo per la determinazione della taglia degli asteroidei, ottenuto misurando parametri biometrici in *Marthasterias glacialis* (L.) che includono un'ulteriore misura: l'altezza del braccio.

Materiali e metodi - Lo studio è stato condotto nell'Isola di Ustica (Mar Tirreno meridionale) nel corso della stagione estiva 2008. 45 individui di *M. glacialis* sono stati raccolti tramite immersioni in A.R.A., selezionando accuratamente gli esemplari che non mostravano segnali recenti di rigenerazione degli arti. Sono stati rilevati i seguenti parametri: peso fresco (W_w), lunghezza totale (L_t), diametro del disco centrale (D_c), lunghezza del braccio più lungo (misurato dal bordo del disco centrale all'estremità opposta del braccio, $LUNG_B$), larghezza e altezza del braccio (misurati in prossimità del disco centrale, rispettivamente $LARG_B$ e A_B). I pesi freschi sono stati rilevati con una bilancia elettronica (0,1 g), le lunghezze tramite un calibro di Vernier (0,1 mm). I parametri sono stati correlati tra loro con il coefficiente di Pearson (r), tramite il software SAS Enterprise Guide 4.3.

Risultati - I parametri biometrici misurati (Tab. 1a) erano positivamente correlati gli uni con gli altri (Tab. 1b). In particolare la correlazione peso/lunghezza totale ($r=0,84$) era statisticamente significativa ($P<0,001$). La correlazione tra il peso e l'altezza del braccio era più elevata ($r=0,94$) e anch'essa statisticamente significativa ($P<0,001$).

Conclusioni - L'altezza del braccio di *M. glacialis* è positivamente correlata con il peso fresco degli individui, oltre che con le altre misure considerate, tra le quali

la lunghezza del braccio e quella totale. Misurare l'altezza del braccio permette all'operatore subacqueo di eseguire il censimento visivo e le misure di taglia *in situ*, inducendo un limitato stress all'asteroideo, in particolare riducendo reazioni di difesa come la perdita delle braccia. L'autotomia è una comune forma di difesa dagli attacchi dei predatori negli asteroidei (Ramsay *et al.*, 2000; Fleming *et al.*, 2007) ed è anche considerato un indice della pressione di pesca (Ramsay *et al.*, 2001). Misurando soltanto l'altezza del braccio si ottengono quindi dati attendibili in modo pratico e veloce, riducendo al minimo il disturbo dell'animale, anche quando questo si trova in piccoli anfratti e crepacci del substrato roccioso.

Tab. 1 - a) Intervallo di variazione dei parametri di *M. glacialis* misurati (minimo, massimo, media; peso fresco espresso in g, tutti gli altri in mm); b) Coefficiente di correlazione di Pearson (*r*), probabilità (*P*) e numero di individui (*N*) di *M. glacialis* misurati.

a) Range of *M. glacialis* parameters measured (minimum, maximum, mean; wet weight expressed in g, all others in mm); b) Pearson correlation coefficient (*r*), probability (*P*) and sample size (*N*) of *M. glacialis* measured.

	Minimo	Massimo	Media±e.s.
W_W	17.9	483	123.9±18.5
L_T	109	350	244.5±11.9
D_C	18	43	31±1.4
$LUNG_B$	55	170	112.4±5.8
$LARG_B$	8	25	15.4±0.9
A_B	6	33	16.1±1

a

	r	P	N
$A_{Bl}L_T$	0.87	<0.001	30
$A_{Bl}D_C$	0.88	<0.001	30
$A_{Bl}LUNG_B$	0.89	<0.001	30
$A_{Bl}LARG_B$	0.84	<0.001	30
$A_{Bl}W_W$	0.94	<0.001	45
L_TW_W	0.84	<0.001	35

b

Bibliografia

- FLEMING P.A., MULLER D., BATEMAN P.W. (2007) - Leave it all behind: a taxonomic perspective of autotomy in invertebrates. *Biological Reviews*, **82** (3): 481-510.
- FRID C.L.J. (1992) - Foraging behaviour of the spiny starfish *Marthasterias glacialis* in Lough Ine, Co. Cork. *Mar. Behav. Physiol.*, **19** (4): 227-239.
- GAYMER C.F., HIMMELMAN J.H. (2008) - A keystone predatory sea star in the intertidal zone is controlled by a higher-order predatory sea star in the subtidal zone. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **370**: 143-153.
- RAMSAY K., BERGMANN M., VEALE L.O., RICHARDSON C.A., KAISER M.J., VIZE S.J., FEIST S.W. (2001) - Damage, autotomy and arm regeneration in starfish caught by towed demersal fishing gears. *Mar. Biol.*, **138** (3): 527-536.
- RAMSAY K., TURNER J.R., VIZE S.J., RICHARDSON C.A. (2000) - A link between predator density and arm loss in the starfish *Marthasterias glacialis* and *Asterias rubens*. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **80** (3): 565-566.
- SCHEIBLING R.E., LAUZON-GUAY J.S. (2007) - Feeding aggregations of sea stars (*Asterias* spp. and *Henricia sanguinolenta*) associated with sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) grazing fronts in Nova Scotia. *Mar. Biol.*, **151** (3): 1175-1183.
- SOMMER U., MEUSEL B., STIELAU C. (1999) - An experimental analysis of the importance of body-size in the seastar-mussel predator-prey relationship. *Acta Oecol.*, **20** (2): 81-86.
- TUYA F., DUARTE P. (2012) - Role of food availability in the bathymetric distribution of the starfish *Marthasterias glacialis* (Lamk.) on reefs of northern Portugal. *Sci. Mar.*, **76** (1): 9-15.
- URRIAGO J.D., HIMMELMAN J.H., GAYMER C.F. (2011) - Responses of the black sea urchin *Tetrapygus niger* to its sea-star predators *Heliaster helianthus* and *Meyenaster gelatinosus* under field conditions. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **399** (1): 17-24.
- VERLING E., CROOK A.C., BARNES D.K.A., HARRISON S.S.C. (2003) - Structural dynamics of a sea-star (*Marthasterias glacialis*) population. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **83** (3): 583-592.

M.C. GAMBI, F. BARBIERI*

Stazione Zoologica Anton Dohrn, Napoli, Italia.
gambimc@szn.it

*Palinuro Sub D.C., Palinuro (SA), Italia.

REGRESSION OF *HALOPHILA STIPULACEA*
(FORSSK.) ASCHERS. (HYDROCHARITACEAE)
IN THE HARBOR OF PALINURO (SALERNO, ITALY)

REGRESSIONE DI HALOPHILA STIPULACEA (FORSSK.) ASCHERS.
(HYDROCHARITACEAE) NEL PORTO DI PALINURO (SALERNO)

Abstract - We report the progressive regression of a settlement of the alien seagrass *Halophila stipulacea* (Forssk.) Aschers. (Hydrocharitaceae) in the harbour of Palinuro (Salerno, Tyrrhenian Sea), which represent the northernmost location in Italy for this species. The settlement, first studied in June 2007 had a bottom cover of 16 m², this was reduced to 4 m² in 2009, to only 2 m² in 2010, and in 2011 the species was no more detectable. The seagrass settlement reduction can be related to the construction in 2008 of a submerged artificial rocky barrier adjacent to the main plant settlement and to the increased mechanical disturbance of boat anchor chains and moorings.

Key-words: seagrasses, alien species, *Halophila*, regression, Tyrrhenian Sea.

Introduction - The alien seagrass *Halophila stipulacea* (Forssk.) Aschers. (Hydrocharitaceae) is a Red Sea migrant species that has been recorded in the Mediterranean since 1895 and in the Italian waters since 1988 (Gambi *et al.*, 2009). The last record of this species along the Italian coast, which also represent its northernmost occurrence, is the harbor of Palinuro (Salerno, Tyrrhenian Sea) (Gambi *et al.*, 2009). Here, in late 2006 the species was first noted, whilst in June 2007 extension and features of its settlement were checked by Gambi *et al.* (2009). The seagrass settlement was then followed in the same area to check its possible expansion and dynamics. In this work we report the progressive regression of the original settlement of *H. stipulacea* in the study area. Considering that *H. stipulacea* is an introduced taxon, reported in various lists of alien species, it is worth to document its strong regression and putative local extinction documented in July 2011 in this area in order to update its actual distribution status and possible local impacts which negatively influenced its survival.

Materials and methods - Visual census surveys were performed by SCUBA diving in May 2008, June 2009, April 2010 and July 2011 in the area of the harbor of Palinuro (Salerno, Italy) (Fig. 1) where the *Halophila* settlement was first documented in June 2007, and along a depth range from 0.5 to 5 m. In this area an artificial submerged rocky barrier for shelter and boat mooring was placed in February 2008 (Fig. 1). The barrier is very close to the largest patch of *Halophila* documented in 2007 at 2.5 m depth (Gambi *et al.*, 2009).

Results and conclusions - The survey in May 2008 - a few months after the barrier construction - revealed a substantial stability of the *Halophila* settlement as number of patches and their coverage, respect to the first survey in 2007, when a total surface coverage of 16 m² of sea bottom was estimated (Gambi *et al.*, 2009). By contrast, a dramatic reduction of the settlement was observed in June 2009. This regression was mainly detected in the largest patch, located at 2.5 m depth on a sandy-mud sediment, and just adjacent to the rocky artificial reef (A zone in Fig. 1).

Here only a few small patches showed still living plants, while many were the

dehiscent shoots and uprooted rhizomes. The sediment was black and anoxic. Other small patches of the plant, settled on a dead *Posidonia* matte (B zone in Fig. 1) were still in good conditions with high shoot numbers, but on the whole, the total *Halophila* coverage was estimated to be reduced at only 4 m². During this survey the few shoots collected revealed development of early male flowers, observed also in 2007 (Gambi *et al.*, 2009), and testifying that the plants were still in relatively good conditions. In April 2010 we verified that the largest patch was lost, and that the sign of dead shoots and uprooted rhizomes/roots were barely visible. The plant was limited to two dense patches on the *Posidonia* matte for a total cover of about 2 m². On such patches there were clear signs of mechanical scouring by anchor chains and moorings.



Fig. 1 - Map of the Palinuro harbor with location of the main *Halophila stipulacea* patch studied in 2007 (A), and of smaller patches (B). Note the submerged rocky barrier perpendicular to the beach located in 2008.

Mappa del porto di Palinuro con indicata la macchia più estesa di Halophila stipulacea studiata nel 2007 (A), e le macchie minori (B). Si noti la barriera sommersa perpendicolare alla spiaggia messa in posto nel 2008.

Finally, during the last survey in July 2011, the species was no longer present and we could only observe dead shoots and rhizomes/roots only in the small patches which survived up to 2010. We could observe that the progressive decline and regression of the *Halophila* settlement was coincident with the construction of the artificial rocky reef. This barrier has probably reduced water circulation, modifying also sediment features, leading to progressive unfavorable conditions for the survival of this seagrass. In addition, the mechanical disturbance of boat and mooring anchor chains could be the main cause of disappearance also of the smaller patches which survived up to 2010, and therefore to the putative local extinction of the species in the harbour area. We cannot exclude, however, that due to intense anchoring and boat traffic in the area, some *Halophila* shoots could have survived in deeper zones or been introduced in other sites; some floating plants were, in fact, observed nearby Palinuro, between Pisciotta and Ascea, in summer 2012 (G. Procaccini, personal comm.).

Acknowledgements: Thanks are due to the Palinuro Sub D.C. for support during field surveys.

References

- GAMBI M.C., BARBIERI F., BIANCHI C.N. (2009) - New record of the alien seagrass *Halophila stipulacea* (Hydrocharitaceae) in the Western Mediterranean: a further clue to changing Mediterranean Sea biogeography. *Mar. Biodiv. Rec.*, **2**, doi: 10.1017/S175526720900058X.

A. INDENNIDATE, A. CARLUCCIO, F. CAPEZZUTO, P. MAIORANO, G. D'ONGHIA, A. TURSI

Department of Biology, University of Bari 'Aldo Moro', Via E. Orabona, 4 - 70125 Bari, Italy.
a.indennidate@biologia.uniba.it

NEPHROPS NORVEGICUS BURROWS IN THE SANTA MARIA DI LEUCA COLD-WATER CORAL PROVINCE

TANE DI NEPHROPS NORVEGICUS *NELLA PROVINCIA A CORALLI DI SANTA MARIA DI LEUCA*

Abstract - Using a towed camera system a total of 363 burrows of *Nephrops norvegicus* were counted in the Santa Maria di Leuca cold-water coral province. The burrows were observed on muddy bottoms between coral mounds, at depths from 386 to 491 m. An overall burrow density of 0.08/m² was estimated.

Key-words: *Nephrops norvegicus*, burrows, videotapes, corals, Mediterranean Sea.

Introduction - *Nephrops norvegicus* is one of the most important commercial resources of the Mediterranean Sea. In the Ionian Sea, this species is distributed on muddy bottoms at depths between 43 and 908 m (Maiorano *et al.*, 2010); in the Santa Maria di Leuca (SML) cold-water coral province its presence has been detected using both fishing gears and video systems (D'Onghia *et al.*, 2010, 2011). In the northern part of this province, video inspections revealed the presence of burrows belonging to different benthic organisms. In this note a contribution on the presence of *N. norvegicus* burrows is provided.

Materials and methods - Video observations were carried out using a "bottom camera" vertically oriented, mounted on the MODUS/GAS-SCIPACK system towed by the R/V UNIVERSITATIS in May 2005, as a part of the FIRB "APLABES" project (D'Onghia *et al.*, 2011). Video inspections were carried out in the northern part of the SML cold-water coral province, mainly characterized by muddy bottoms, at depths between 386 and 498 m, for a total of 2.252 h of video records. An area of about 4500 m² was explored. During the video analysis, all *N. norvegicus* burrows (composed by a cluster of holes) were identified considering the morphology, the size and the configuration on the seabed. In particular, specie-specific characteristics, such as the crater-like entrance morphology, the tunnel inclination, the geometrical relations among the holes and tracks near the openings, were considered (e.g. Chapman, 1985; Atkinson and Frogliia, 2000; Smith *et al.*, 2003; Aguzzi *et al.*, 2004; Morello *et al.*, 2007). All burrows were counted and the density was estimated and expressed as number per m².

Results - In the investigated area an individual of *N. norvegicus*, moving on the seabed, was identified at 489 m in depth. A total of 585 burrows were counted; 363 were attributed to *N. norvegicus* (Fig. 1). These burrows were observed at depths between 386 and 491 m. The estimated density was 0.08 burrows per m². No individuals were observed near the openings of the burrows.

Conclusions - *N. norvegicus* burrows morphology observed in the SML cold-water coral province is comparable with that reported in other Mediterranean and Atlantic areas (cited authors). The density value is in the range of those estimated in the Aegean Sea (Smith *et al.*, 2003), but lower than the values estimated in the Adriatic Sea (Morello *et al.*, 2007). Fishery-dependent methods underestimate *N. norvegicus* density because they not take into account the emergence rhythmicity

of this species (Aguzzi *et al.*, 2004); instead, the applied technique is independent of species vulnerability to fishing so it could be an important tool for the stock assessment of this resource.



Fig. 1 - Burrow system attributed to the species *Nephrops norvegicus*.
Sistema di tane attribuite alla specie *Nephrops norvegicus*.

References

- AGUZZI J., BOZZANO A., SARDA F. (2004) - First observations on *Nephrops norvegicus* (L.) burrows densities on the continental shelf off the Catalan coast (western Mediterranean). *Crustaceana*, **77**: 299-310.
- ATKINSON R.J.A., FROGLIA C. (2000) - Burrows structures and eco-ethology of burrowing fauna in the Adriatic Sea. In: Giovanardi O. (ed), *Impact of Fishing on Benthic Communities*. ICRAM, Rome: 79-94.
- CHAPMAN C.J. (1985) - Observing Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (L.) by towed sledge fitted with photographic and television cameras. In: George J.D., Lythgoe G.I., Lythgoe J.N. (eds), *Underwater Photography and Television for Scientists*. Clarendon Press, Oxford: 100-108.
- D'ONGHIA G., INDENNIDATE A., GIOVE A., SAVINI A., CAPEZZUTO F., SION L., VERTINO A., MAIORANO P. (2011) - Distribution and behaviour of deep-sea benthopelagic fauna observed using towed cameras in the Santa Maria di Leuca cold-water coral province. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **443**: 95-110.
- D'ONGHIA G., MAIORANO P., SION L., GIOVE A., CAPEZZUTO F., CARLUCCI R., TURSI A. (2010) - Effects of deep-water coral banks on the abundance and size structure of the megafauna in the Mediterranean Sea. *Deep-Sea Res. Pt. II*, **57**: 397-411.
- MAIORANO P., SION L., CARLUCCI R., CAPEZZUTO F., GIOVE A., COSTANTINO G., PANZA M., D'ONGHIA G., TURSI A. (2010) - The demersal faunal assemblage of the north-western Ionian Sea (central Mediterranean): current knowledge and perspectives. *Chem. Ecol.*, **26**: 219-240.
- MORELLO E.B., FROGLIA C., ATKINSON R.J.A. (2007) - Underwater television as a fishery-independent method for stock assessment of Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) in the central Adriatic Sea (Italy). *ICES J. Mar. Sci.*, **64**: 1116-1123.
- SMITH C.J., MARRS S.J., ATKINSON R.J.A., PAPADOPOULOU K.-N., HILLS J.M. (2003) - Underwater television for fisheries-independent stock assessment of *Nephrops norvegicus* from the Aegean (eastern Mediterranean) Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **256**: 161-170.

B. LOI, G. BRUNDU, I. GUALA, F. FRAU, P. PANZALIS*,
G. BERNARDI*, A. NAVONE*, M. BAROLI

Fondazione IMC, International Marine Centre Onlus,
Loc. Sa Mardini – 09170 Torregrande (OR), Italy.
b.loi@imc-it.org

*Marine Protected Area of Tavolara – Punta Coda Cavallo, Olbia, Italy.

AGE AND GROWTH OF THE SEA URCHIN
PARACENTROTUS LIVIDUS IN TAVOLARA - PUNTA CODA
CAVALLO MARINE PROTECTED AREA (SARDINIA)

ETÁ E ACCRESCIMENTO DEL RICCIO DI MARE
PARACENTROTUS LIVIDUS NELL'AREA MARINA PROTETTA
DI TAVOLARA - PUNTA CODA CAVALLO (SARDEGNA)

Abstract - The age of *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) (Echinidae, Echinodermata) in Tavolara - Punta Coda Cavallo Marine Protected Area was evaluated by analysing the natural growth banding in the interambulacral plates from the oral part of the test. Sigmoidal growth function was fitted from plate ring analysis, and reflected a higher growth rate, with higher mean diameters at equal age, than that observed in populations of other areas of the Western Mediterranean.

Key-words: age determination, growth, *Paracentrotus lividus*, Tavolara MPA, Sardinia.

Introduction - Despite the relevance of *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) (Echinidae, Echinodermata) for both ecological and commercial interests, many aspects of its biology, e.g. variability of growth and age, are poorly known. The aim of this study was to determinate, by the analysis of growth rings in the test (Turon *et al.*, 1995), the age and describe the trend of growth of a sea urchin population in a MPA located in the north-eastern Sardinia. This method could be useful for further studies to improve the sustainable management of this resource.

Materials and methods - Sampling was performed at two depths (-2 and -5 m) on granitic bottom, in Tavolara – Punta Coda Cavallo Marine Protected Area. 106 samples from 8 to 71 mm were processed according to Jensen (1969) and Azzolina (1988): spines were removed, maximum diameter of test was measured using a calliper, and an interambulacral series of plates was dissected, immersed in xylene and observed under a stereomicroscope to count growth rings, precisely the translucent ones (in transmitted light). The data on size and number of growth rings were transformed to size-at-age, assuming an annual formation of the rings (Azzolina, 1988; Turon *et al.*, 1995; Sellem *et al.*, 2000) and one main settlement event per year (Lozano *et al.*, 1995). The Gompertz equation $L_t = L_{\infty} e^{-be^{-kt}}$, reported by Turon *et al.* (1995), was used to fit a growth function to these measurements. The means of the sizes of each age-class were used to fit the growth function. Parameter estimation was performed using a nonlinear procedure (Non Linear Estimation module, Quasi-Newton minimization algorithm, of the STATISTICA program).

Results - It was possible to count up to 8 growth rings, specifically found in the largest individuals. A sigmoidal growth function was obtained by the application of the Gompertz equation to the means of the sizes of each age-class. The parameters of the growth function were: $L_{\infty}=92.138$, $b=2.765$ and $k=0.261$.

Conclusions - The comparison between our data and those obtained in Tossa and Cubelles, along the Spanish coasts (Turon *et al.*, 1995) and in Penisola del Sinis - Isola

di Mal di Ventre MPA (Baroli *et al.*, 2006) pointed out a bigger asymptotic length (L_{∞}) in the population of Tavolara, with individuals averaging higher diameters at equal age (Fig. 1). In this MPA, there is no evidence of a strong harvesting pressure on sea urchins, so individuals are able to grow more up to become large adults. Hence, natural fish predation is avoided: in fact, it is known that this event occurs mainly on small individuals (Guidetti, 2004). Consequently, our data reflect a higher growth rate in sea urchin population of Tavolara MPA than that observed in the other areas mentioned. The methods used in this survey could be helpful to provide the fate of stocks of sea urchin populations and ensure an appropriate management of the resources.

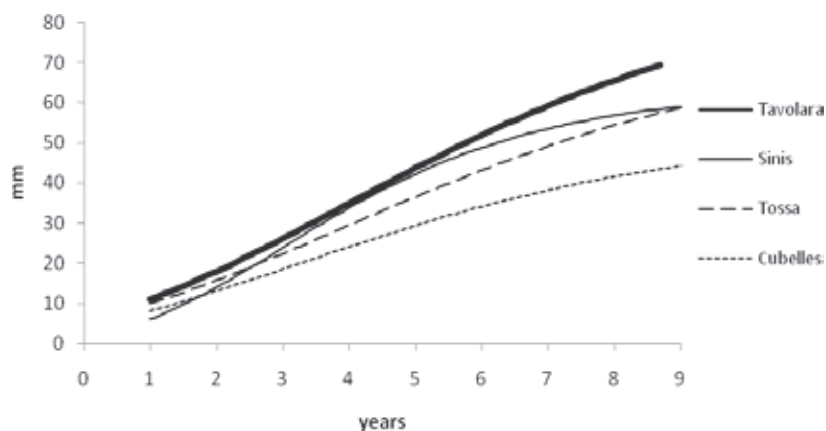


Fig. 1 - Comparison between the Gompertz function calculated for our study area and three models published in literature.

Confronto tra la funzione di Gompertz calcolata per la nostra area di studio e tre modelli pubblicati in letteratura.

References

- AZZOLINA J.F. (1988) - *Contribution a l'étude de la dynamique des populations de l'oursine comestible Paracentrotus lividus (Lamarck). Croissance, recrutement, mortalité, migrations.* PhD Thesis, Univ. Aix- Marseille II.
- BAROLI M., DE FALCO G., ANTONINI C., COPPA S., FACHERIS C. (2006) - Analisi della distribuzione e struttura della popolazione di *Paracentrotus lividus* finalizzata alla gestione della pesca del riccio di mare nell'area Marina Protetta Penisola del Sinis - Isola di Mal di Ventre (Sardegna occidentale). *Biol. Mar. Mediterr.*, **13** (1): 326-333.
- GUIDETTI P. (2004) - Consumers of sea urchins, *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*, in shallow Mediterranean rocky reefs. *Helgoland Mar. Res.*, **58**: 110-116.
- JENSEN M. (1969) - Age determinations of echinoids. *Sarsia*, **37**: 41-44.
- LOZANO J., GALERA J., LÓPEZ S., TURON X., PALACÍN C., MORERA G. (1995) - Biological cycles and recruitment of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in two contrasting habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **122**: 179-191.
- SELLEM F., LANGAR H., PESANDO D. (2000) - Age et croissance de l'oursin *Paracentrotus lividus* Lamarck, 1816 (Echinodermata-Echinoidea) dans le golfe de Tunis (Méditerranée). *Oceanol. Acta*, **23** (5): 607-613.
- TURON X., GIRIBERT G., LÓPEZ S., PALACÍN C. (1995) - Growth and population structure of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in two contrasting habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **122**: 193-204.

M.V. MARRA^{1,3}, B. CADEDDU², S. GIACOBBE¹, R. MANCONI²

¹Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Messina, Italia.
mariavittoriamarra@yahoo.it

²Dipartimento di Scienze della Natura e del Territorio (DIPNET), Università di Sassari, Sassari, Italia.

³Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Università di Genova, Genova, Italia.

**PORIFERA OF LAKE FARO (SICILY):
GEMMULES OF A SPONGE EPIBIONT
ON *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS***

***PORIFERI DEL LAGO FARO (SICILIA):
LE GEMMULE DI UNA SPUGNA EPIBIONTE
DI *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS****

Abstract - The presence of resting stages in haplosclerid sponges of the Lake Faro is reported for the first time. The production of gemmules rich of totipotent cells indicates the potential of these resting stages to regenerate the sponges (as clones) after unforeseeable and harsh variations of environmental conditions in this coastal lake. Further investigations will allow to define the taxonomic status of the gemmule producing sponge.

Key-words: macrobenthos, resting stages, mesotrophic coastal pond, Mediterranean Sea.

Introduction - Lake Faro (NE Sicily, 38°16'N, 15°38'E) is a small mesotrophic coastal pond where shellfishing has performed for a long time. The lake, with a funnel-shape profile and maximum depth of 29 m, is connected to the sea through two shallow channels (Saccà *et al.*, 2008). Lake Faro represents a rare example of a meromictic basin (Leonardi *et al.*, 2009) characterized by a persistent physico-chemical stratification of the water column in an upper well mixed layer (first 10-15 m) and a lower layer devoid of oxygen and rich in sulfured hydrogen. The stability of these parameters is however affected by both meteorological events and changes in climatologic conditions. A recently performed visual census focused on Porifera highlighted the presence of a population of encrusting sponges epibiotic of *Mytilus galloprovincialis* displaying potentialities of a cryptobiotic life style as adaptive strategies.

Materials and methods - Samplings were carried out by snorkeling in the shallow water habitats of the Lake Faro (0-5 m) in September 2011. Once in laboratory, the sponge specimens were left to dry in air. Sponges were dissected under a stereo microscope to observe macro-traits of the skeleton and resting stages (gemmules). Spicules processed by dissolution of the skeleton organic matter in boiling 65% nitric acid were suspended in alcohol and dropped onto slides for Light Microscopy (LM) following standard methods. Gemmules were observed by Scanning Electron Microscopy (SEM).

Results - Pinkish sponges were encrusting upon the valves of died specimens of *Mytilus galloprovincialis* settled on a shellfish farming productive module abandoned on the soft-bottom. The sponges belong to the family Callyspongiidae de Laubenfels, 1936 (suborder Haplosclerina Topsent, 1928, order Haplosclerida Topsent, 1928). The observation of the shells surface resulted in the discovery at the base of the encrusting sponges of resting stages (gemmules) scattered and firmly adhering by the basal spongin plate, to the inner and outer side of shells.

The gemmular theca of spongin, hemispherical and basally plated with oval

outline (287×301 µm in diameter) is armed by spicules on the upper surface (*ca.* 100 spicules/gemmule). The theca is filled with totipotent cells or empty. The gemmular aperture (foramen) is inconspicuous, small, simple and in most cases closed by a thin membrane. Gemmuloscleres are oxeas (44-73 µm in length) smooth, very thin, from straight to slightly bent, tangentially arranged and totally embedded in the spongin layer at the outer surface of the theca.

Conclusions - The production of resting stages is rarely displayed by marine sponges as in the case of a few haplosclerids and hadromerids species (Manconi *et al.*, 2009; Pansini *et al.*, 2011). This adaptive strategy allows survival and persistence of sponges by means of gemmules (asexual propagules). The life history of these sponges is characterised by alternation of vegetative and cryptobiotic phases. Morpho-functional traits of gemmules, rich of stem cells, indicates the potential of these resting stages to regenerate the haplosclerid sponges (as clones) after unforeseeable and harsh variations of environmental conditions in the Lake Faro.

References

- LEONARDI M., AZZARO F., AZZARO M., CARUSO G., MANCUSO M., MONTICELLI L.S., MAIMONE G., LA FERLA R., RAFFA F., ZACCONE R. (2009) - A multidisciplinary study of the Cape Peloro brackish area (Messina, Italy): characterisation of trophic conditions, microbial abundances and activities. *Mar. Ecol.*, **30** (Suppl. 1): 33-42.
- MANCONI R., LEDDA F.D., SERUSI A., CORSO G., STOCCHINO G.A. (2009) - Sponges of marine caves: Notes on the status of the Mediterranean palaeoendemic *Petrobiona massiliana* (Porifera: Calcarea: Lithonida) with new records from Sardinia. *Ital. J. Zool.*, **76** (3): 306-315.
- PANSINI M., MANCONI R., PRONZATO R. (eds) (2011) - *Fauna d'Italia. Porifera I. Calcarea, Demospongiae (partim), Hexactinellida, Homoscleromorpha*. Vol. XLVI. Ed. Calderini. Il Sole 24 ore, Bologna: 1-554.
- SACCÀ A., GUGLIELMO L., BRUNI V. (2008) - Vertical and temporal microbial community patterns in a meromictic coastal lake influenced by the Straits of Messina upwelling system. *Hydrobiologia*, **600**: 89-104.

Research funded by MIUR-PRIN and Fondazione Banco di Sardegna.

D. MASSI, A. TITONE, G.B. GIUSTO, G. SIELI, G. SINACORI

Istituto di Ricerche sulle Risorse Marine e l'Ambiente (IAMC-CNR), Sezione di Mazara del Vallo,
Via L. Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP) Italia.
daniela.massi@iamc.cnr.it

NOTE FAUNISTICHE SULLO ZOOBENTHOS DEI FONDI STRASCICABILI DELLO STRETTO DI SICILIA

FAUNISTIC NOTES ON ZOOBENTHOS OF THE TRAWLABLE BOTTOMS OF THE STRAIT OF SICILY

Abstract - *Zoobenthos collected during trawl surveys confirmed the high affinity of invertebrate communities of the northern sector of the Strait of Sicily with fauna inhabiting the Western Mediterranean. Two new species, to the Authors' knowledge, for the Italian seas are reported: the bivalve Spondylus spinosus, a lelespian migrant and the crustacean AcanthePHYRA purpurea, frequent in the Atlantic Ocean.*

Key-words: *zoobenthos, trawl surveys, biogeography, Strait of Sicily.*

Introduzione - Lo Stretto di Sicilia (SoS) rappresenta una zona di transizione tra i bacini occidentale ed orientale del Mediterraneo ed è caratterizzato da un elevato livello di biodiversità, da un'ampia variabilità degli habitat marini e da un'elevata produttività della pesca demersale. Nell'ambito dell'approccio eco-sistemico alla gestione delle risorse da pesca, a partire dal 2003, nel corso delle indagini per la valutazione dello stato delle risorse demersali si è iniziato a raccogliere informazioni sulla componente a macro-megainvertebrati delle comunità bentoniche catturata dalle reti a strascico. Tale contributo vuole fornire un'analisi sintetica sugli invertebrati bentonici campionati in sette campagne di pesca a strascico condotte nello Stretto di Sicilia dal 2003 al 2010, soffermandosi su alcuni aspetti biogeografici che si ritengono interessanti.

Materiali e metodi - Il materiale proviene da due differenti serie di *trawl surveys*, condotte fra 10 e 800 m di profondità: le campagne GRUND dell'autunno 2003, 2004 e 2008 e quelle MEDITS della primavera/inizio estate 2004, 2008, 2009 e 2010. La frazione della cattura totale costituita da invertebrati del benthos è stata portata in laboratorio per l'analisi quali/quantitativa. Gli individui sono stati identificati al livello tassonomico più dettagliato possibile e, per ogni *taxon*, registrati in termini di numero e peso totale. Per la nomenclatura si è utilizzata la "Check-list della flora e della fauna dei mari italiani" (Relini, 2008, 2010). Le specie ritrovate sono state quindi confrontate con quelle presenti nelle 9 "aree biogeografiche" proposte da Bianchi (2004) per i mari italiani ed incluse in Relini (2008, 2010). Sulla base di tale suddivisione lo SoS è compreso per la maggior parte nell'area 3, estesa al Tirreno meridionale ed alle coste meridionali della Sicilia ed appartenente al settore centro-occidentale del Mediterraneo. La parte più orientale delle coste meridionali della Sicilia, con le isole Maltesi e Pelagie, è, invece, inclusa nell'area 5, appartenente al settore sud-orientale del Mediterraneo. Il confronto delle specie rinvenute nel corso dei *trawl surveys* con quanto noto dalla Letteratura si è basato sul calcolo di due semplici indici: il N° di aree in cui le specie sono riportate rispetto al N° totale delle aree biogeografiche, che indica quanto la specie sia diffusa nei mari italiani; il N° di specie trovate nello SoS che sono in comune con le altre aree, che indica il grado di affinità biogeografica.

Risultati e conclusioni - Sono state identificate 447 specie di 307 generi e 12 Phyla. Nello specifico si tratta dei Phyla: Porifera (classe: Demospongiae), Cnidaria

(classi: Anthozoa, Hydrozoa), Nemertea, Rotifera, Mollusca (classi: Bivalvia, Gastropoda, Polyplacophora, Scaphopoda), Annelida (classi: Clitellata, Polychaeta), Echiura, Sipunculida (classi: Phascolosomatidea, Sipunculidea), Arthropoda (classe: Crustacea), Tentaculata (classi: Brachiopoda, Bryozoa), Echinodermata (classi: Asteroidea, Crinoidea, Echinoidea, Holothuroidea, Ophiuroidea) e Tunicata (classe: Ascidiacea). Il dettaglio della lista faunistica è riportato in Massi *et al.* (2011). Dalla lista sono esclusi i cefalopodi e, fra i crostacei, le specie “target” dei *trawl surveys*: *Aristaeus antennatus*, *Aristaeomorpha foliacea*, *Nephrops norvegicus* e *Parapenaeus longirostris*. Le classi più rappresentate sono risultate: Crustacea con 105 specie, Gastropoda con 94, Bivalvia con 68, Ascidiacea e Anthozoa con 29, Asteroidea con 18, Demospongiae con 15, Polychaeta ed Holothuroidea con 14, Hydrozoa con 12, Ophiuroidea con 11, Bryozoa ed Echinoidea con 10 specie. Le specie non riportate per lo SoS, ma presenti nei mari italiani sono: gli cnidari *Funiculina quadrangularis*, *Halecium halecinum*, *Halecium labrosum*, *Pennatula phosphorea* e *Virgularia mirabilis*, i bivalvi *Saxicavella jeffreysi* e *Tapes rhomboides*, l’echiuride *Maxmulleria gigas*, il briozoo *Fron dipora verrucosa*, gli echinodermi *Ceramaster grenadensis* e *Odontaster mediterraneus* ed i tunicati *Ascidia involuta*, *Molgula manhattensis* e *Molgula socialis*. Non risultano ancora segnalati per i mari italiani il bivalve *Spondylus spinosus* di origine indo-pacifica ed il crostaceo *Acanthephyra purpurea* tipicamente atlantico. Rispetto alle aree biogeografiche dei mari italiani, gli invertebrati del benthos dello SoS mostrano la maggiore affinità con il Tirreno settentrionale (337 specie in comune) ed il Mar Ligure (334 specie). Seguono il Mar Ionio (307 specie), l’Adriatico centrale (305), l’area che include le coste più orientali della Sicilia meridionale e le isole Maltesi e Pelagie (282), l’Adriatico meridionale (268), l’Adriatico settentrionale (242) e lo Stretto di Messina (229). Tali dati confermano, almeno per le comunità animali del benthos che, molte specie del settore settentrionale dello Stretto di Sicilia appartengono, da un punto di vista biogeografico al bacino mediterraneo occidentale, mostrando un’affinità molto inferiore con quello orientale (Bianchi, 2007).

Bibliografia

- BIANCHI C.N. (2004) - Proposta di suddivisione dei mari italiani in settori biogeografici. *Notiziario SIBM*, **46**: 57-59.
- BIANCHI C.N. (2007) - Biodiversity issues for the forthcoming tropical Mediterranean Sea. *Hydrobiologia*, **580**: 7-21.
- MASSI D., TITONE A., MICALIZZI R., GIUSTO G.B., SINACORI G., (2011) - *Macrozoobenthos raccolto nelle campagne di pesca a strascico condotte nello Stretto di Sicilia nel periodo 2003-2010*. ID/WP/DM-AT-RM-GBG-GS/7/0411/DRAFT: 17 pp.
- RELINI G. (ed) (2008) - Checklist della Flora e della Fauna dei Mari Italiani. Parte I. *Biol. Mar. Mediterr.*, **15** (Suppl. 1): 1-386.
- RELINI G. (ed) (2010) - Checklist della Flora e della Fauna dei Mari Italiani. Parte II. *Biol. Mar. Mediterr.*, **17** (Suppl. 1): 387-828.

I dati presentati sono stati raccolti nell’ambito dei programmi nazionali e comunitari sulla raccolta dati alieutici (DCR e DCF), finanziati dal MiPAAF e dalla Commissione Europea.

V. MONTALTO¹, A. RINALDI^{1,2}, M. MARTINEZ¹, C. MANDAGLIO^{1,2}, G. SARÀ¹

¹Dipartimento di Scienze della Terra e del Mare (DiSTeM), Università di Palermo,
Viale delle Scienze, Ed. 16 - 90128 Palermo, Italia.
gianluca.sara@unipa.it

²Dipartimento di Scienze Biologiche ed Ambientali, Università di Messina,
Salita Sperone, 31 - 98166 Messina, Italia.

STUDIO DEL POTENZIALE RIPRODUTTIVO DI DUE BIVALVI IN MEDITERRANEO

REPRODUCTIVE ABILITY OF TWO BIVALVES IN THE MEDITERRANEAN SEA

Abstract - Reproductive potential (RP) is the key-feature of species' persistence. Here we estimated the RP in two bivalves, namely the Mediterranean native *Mytilus galloprovincialis* and the invasive, non-indigenous *Brachidontes pharaonis*. We induced the spawning, counted gametes released by several individuals and studied the relationship between amount of gametes and body size (shell length). Results suggested that the largest species (*M. galloprovincialis*) was able to produce a greater amount of gametes for reproductive event.

Key-words: reproduction, bivalve, Mediterranean Sea.

Introduzione - Il potenziale riproduttivo (PR) di una specie è uno dei tratti più importanti della storia vitale di ogni organismo. Tale tratto è pensato come specie-specifico (Strathmann e Strathmann, 1982), da esso dipende la capacità di colonizzazione di nuovi ambienti e la persistenza di una specie nello spazio e nel tempo (Simberloff, 2009). Questo lavoro confronta il PR di due bivalvi presenti in Mediterraneo: *Mytilus galloprovincialis* e la specie invasiva Lessepsiana *Brachidontes pharaonis* e presenta dati preliminari sulla relazione tra quantità di gameti e dimensioni dell'animale in ciascuna specie.

Materiali e metodi - Esemplari di *B. pharaonis* sono stati raccolti dai substrati duri dello Stagnone di Marsala (Sicilia occidentale, 37° 52' N; 12° 28' E) con un quadrato della dimensione 20×20 cm, mentre il *M. galloprovincialis* dal lago di Faro (Sicilia orientale, 38° 15' N; 15° 37' E). Gli individui delle due specie sono stati lasciati ad acclimatare per due settimane in stabulari ad una temperatura di 20 °C (37‰) e alimentati *ad libitum* con microalghe. La quantità di uova per evento di *spawning* è stato ottenuta attraverso l'induzione gonadica per mezzo di *shock* termico (Helm *et al.*, 2004; Sarà *et al.*, 2013). Al termine dell'emissione dei gameti, ciascun individuo è stato misurato (0.1 cm) e pesato (0.01 g); gli animali sono stati quindi sessati tramite riconoscimento dei gameti allo stereomicroscopio (Leika Z4) e l'ammontare di gameti prodotti da ciascun individuo e la loro dimensione sono state misurate al Coulter Counter (Beckman Z2) e validate al microscopio con oculare millimetrico graduato.

Risultati - In totale, sono stati analizzati i gameti di 9 maschi e 9 femmine di *M. galloprovincialis* (dimensioni medie 5.97±0.10 cm) e 5 individui per sesso nella specie *B. pharaonis* (dimensioni medie 2.39±0.52 cm). Il numero di gameti prodotti era proporzionale alla dimensione degli individui in entrambe le specie (Fig. 1). La pendenza delle regressioni era maggiore in *Mytilus*. La specie di dimensioni maggiori (*M. galloprovincialis*) ha prodotto un numero di spermatozoi ed uova di oltre 45 e 7 volte maggiore che in *B. pharaonis* (28,936,167±6,472,500 vs. 610,711±149,966 e 2,619,370±484,193 vs. 365,211±120,882).

La dimensione delle uova e degli spermatozoi è risultata maggiore in *M. galloprovincialis* (60-70 μm vs. 20-30 μm in *B. pharaonis* per le uova e 2-6 μm [testa+acrosoma] e 7.8-14 μm [testa+acrosoma+codice] per gli spermatozoi).

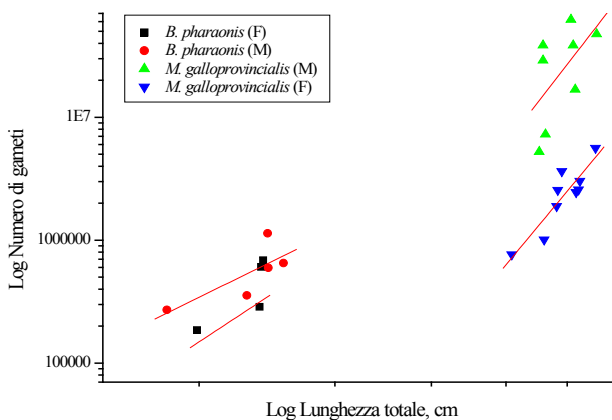


Fig. 1 - Relazione tra lunghezza totale degli individui (maschi e femmine) di *M. galloprovincialis* e *B. pharaonis* e numero totale di gameti prodotti per evento di spawning (F=femmine; M=maschi).

Relationship between body size as expressed by umbral shell length and number of gametes per spawning event in males and females of both studied species (F=female; M=male).

Conclusioni - I dati presentati in questo studio preliminare sulla fecondità come tratto funzionale da cui dipende l'abilità di una specie di colonizzare nuovi habitat, confermano la dipendenza tra fecondità e taglia di un individuo in accordo alle ipotesi poste da Strathmann e Strathmann (1982) per la maggioranza degli invertebrati acquatici. Le pendenze delle regressioni fanno supporre che, a parità di taglia, la specie più grande (sebbene sia quella nativa, *i.e.* *M. galloprovincialis*) avrebbe un potenziale riproduttivo maggiore della specie di taglia minore. Queste caratteristiche mostrerebbero una capacità di colonizzazione di areali biogeografici più ampi da parte della specie nativa rispetto alla specie *B. pharaonis* che è considerata una delle specie animali a più alto potenziale invasivo in Mediterraneo. In conclusione, questi risultati contribuiscono ad aumentare le conoscenze di questi due organismi attraverso un approccio differente per lo studio di uno degli aspetti probabilmente più complessi della biologia, aprendo alla possibilità di poter inferire su alcune proprietà ecologiche fondamentali nel determinare l'attuale distribuzione degli organismi su scale spaziali più ampie.

Bibliografia

- HELM M.M., BOURNE N., LOVATELLI A. (2004) - Hatchery culture of bivalves. A practical manual. *FAO Fisheries Technical Paper*, **471**: 1-177.
- SARÀ G., PALMERI V., MONTALTO V., RINALDI A., WIDDOWS J. (2013) - Parameterisation of bivalve functional traits for mechanistic eco-physiological dynamic energy budget (DEB) models. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **480**: 99-117.
- SIMBERLOFF D. (2009) - The role of propagule pressure in biological invasions. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, **40**: 81-102.
- STRATHMANN R.R., STRATHMANN M.F. (1982) - The relationship between adult size and brooding in marine invertebrates. *Am. Nat.*, **119**: 91-101.

M. NANNINI^{1,2}, L. DE MARCHI^{1,3}, D. SAVINI¹, F. RAGAZZOLA⁴, C. LOMBARDI^{1,5}

¹Associazione For-Mare, Via Lovati, 33 - 27100 Pavia, Italia.

²Dip. di Biologia, Unità di Biologia Marina ed Ecologia, Università di Pisa,
Via Derna, 1 - 56126 Pisa, Italia.
mattetametsi@hotmail.it

³Dip. di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia,
Via S. Epifanio, 14 - 27100 Pavia, Italia.

⁴Department of Earth Sciences, University of Bristol, Queen's Road - BS8 1RJ Bristol, UK.

⁵Centro Ricerche Ambiente Marino ENEA, Via Forte Santa Teresa - 19032 Pozzuolo di Lerici (SP), Italia.

DISTRIBUZIONE ED ABBONDANZA DI QUATTRO GENERI
DI CORALLINALES DEL PIANO INFRALITORALE SUPERIORE
DI DUE AREE MARINE PROTETTE LIGURI
(PARCO REGIONALE DI PORTO VENERE
E PARCO NAZIONALE DELLE CINQUE TERRE)

*DISTRIBUTION AND ABUNDANCE OF FOUR GENERA
OF CORALLINALES ON THE INFRALITTORAL FRINGE
OF TWO ITALIAN MARINE PROTECTED AREAS (REGIONAL PARK
OF PORTO VENERE AND NATIONAL PARK OF CINQUE TERRE)*

Abstract - *The order of Corallinales (Rhodophyta) include genera able to build biogenic structures, thus playing a key-role as marine biodiversity promoters and as calcium carbonate producers. Because of their importance in a changing Mediterranean Sea, a baseline study investigating abundance and distribution of four genera of Corallinales from the infralittoral fringe was conducted in two Ligurian MPAs (La Spezia).*

Key-words: *indicator species, algae, marine parks.*

Introduzione - Le Corallinales sono una delle componenti principali degli ecosistemi marini bentonici a tutte le latitudini, dal piano infralitorale superiore fino a quello circalitorale. Grazie al loro tallo di natura calcarea promuovono l'edificazione di strutture biogeniche (i.e. biocostruzioni) sulle quali possono stabilirsi altri organismi, giocando un ruolo importante nella promozione della biodiversità (Pères e Picard, 1964). Le alghe corallinacee sono, infatti, tra le macrofite acquatiche dotate di tallo di natura calcarea (CaCO₃). Le pareti cellulari contengono cristalli di calcio e magnesio che si depositano tramite il processo di "biomineralizzazione". La mineralizzazione della parete è un processo continuo e molto lento dell'alga ed è direttamente influenzato da fattori quali temperatura e pH (Ragazzola *et al.*, 2012), che rendono così questi organismi maggiormente vulnerabili ai cambiamenti climatici (riscaldamento climatico e acidificazione degli oceani). Le Corallinales dunque rappresentano organismi modello per il monitoraggio dell'ambiente marino (Bressan e Babbini-Benussi, 1995). Lo scopo di questo lavoro è stato quello di individuare i principali generi di Corallinales del piano infralitorale superiore in due Aree Marine Protette Liguri (Parco Regionale di Porto Venere e Parco Nazionale delle Cinque Terre, La Spezia), valutare la loro distribuzione e abbondanza, al fine di fornire dei dati di base che consentano il monitoraggio di questi organismi a lungo termine.

Materiali e metodi - Sul versante nord e quello est dell'Isola di Palmaria, Parco Regionale di Porto Venere, sono stati selezionati 11 siti. Nel Parco Nazionale delle Cinque Terre, sono stati considerati 4 siti all'interno delle zone C e B dell'AMP, nelle località di Manarola (C) e Riomaggiore (B e C). Il campionamento è stato realizzato in snorkeling applicando metodiche non distruttive di visual-census. In ogni sito

sono stati posizionati 5 transetti della lunghezza di 10 m ciascuno, per un totale di 50 m investigati per sito. In ciascun sito, sono stati effettuati dei conteggi per valutare la presenza dei principali generi di Corallinales utilizzando quadrati 50×50 cm, divisi in altri 25 sub-quadrati (10×10 cm), posizionati in modo casuale lungo ciascun transetto. Per ciascun transetto sono state effettuate 3 repliche di quadrati, per un totale di 15 repliche per sito. I dati raccolti sul campo sono stati annotati in tempo reale su lavagnette di PVC: (A) *Amphiroa* sp., (C) *Corallina* sp., (J) *Jania* sp., (L) *Lithophyllum* sp. Una volta calcolate le percentuali di ricoprimento, i dati sono stati elaborati tramite i test Kruskal-Wallis e ANOVA utilizzando il programma SigmaPlot.

Risultati - Il genere dominante in tutti i siti investigati sull'Isola Palmaria è *Corallina*, con un valore di ricoprimento percentuale medio pari a 57,65% seguito da *Jania* (25,70%), *Lithophyllum* (8,68%) e *Amphiroa* (0,51%). I generi che dominano tutti i siti investigati nell'AMP delle Cinque Terre sono: *Corallina* (39,3%), *Jania* (41,6%) e *Lithophyllum* (15,8%). *Amphiroa* sp. è stata osservata solo nei due siti di campionamento di Manarola (sito 1: 6,4%; sito 2: 1,1%). Sull'Isola Palmaria, il test di Kruskal-Wallis ha rivelato che non esistono differenze significative tra i siti per quanto riguarda la percentuale di ricoprimento di *Corallina* sp., invece per *Jania* sp. è stata osservata una differenza significativa tra i siti (KW: Df=10; H=55,659; p<0,001) come per *Lithophyllum* sp. (KW: Df=10; H=29,193; p<0,001) e *Amphiroa* sp. (KW: Df=10; H=24,792; p<0,05). Anche alle Cinque Terre, non si sono riscontrate differenze significative tra siti per il genere *Corallina*, riscontrate invece per *Lithophyllum* sp. (KW: Df=3; H=13,835; p<0,05) e *Amphiroa* sp. (KW: Df=3; H=10,655; p<0,05) e *Jania* (ANOVA: F=1,812; p=0,155).

Conclusioni - Il presente studio base ha dimostrato che le Corallinales, bioindicatori di fondamentale importanza per il monitoraggio dei cambiamenti climatici, sono presenti lungo le coste dell'Isola Palmaria e nelle località del Parco Nazionale delle Cinque Terre in accordo con gli altri studi svolti nel Mediterraneo (Rindi *et al.*, 2002). Il genere *Corallina* è risultato il più abbondante ed anche equamente distribuito in entrambe le aree indagate, seguito rispettivamente da *Jania*, *Lithophyllum* e *Amphiroa*. Ciò dimostra che *Corallina* sp. è uno dei biocostruttori più diffuso (Bressan e Babbini, 2003).

Bibliografia

- BRESSAN G., BABBINI L. (2003) - Biodiversità marina delle coste Italiane: Corallinales del Mar Mediterraneo: guida alla determinazione. *Biol. Mar. Mediterr.*, **10** (Suppl. 2): 237 pp.
- BRESSAN G., BABBINI-BENUSSI L. (1995) - Inventario delle Corallinales del Mar Mediterraneo: considerazioni tassonomiche. *Giorn. Bot. Ital.*, **129** (1): 367-390.
- PÈRES J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de Bionomie Bentineque de la Mar Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume Bull., Fr.*, **31** (47): 1-137.
- RAGAZZOLA F., FOSTER L.C., FORM A., ANDERSON P.S.L., HANSTEEN T.H., FIETZKE J. (2012) - Ocean acidification weakens the structural integrity of coralline algae. *Glob. Change Biol.*, **18**: 2804-2812.
- RINDI F., SARTONI G., CINELLI F. (2002) - A floristic account of the benthic marine algae of Tuscany (Western Mediterranean Sea). *Nova Hedwigia*, **74**: 201-250.

P. PANETTA, F. MASTROTOTARO, G. CHIMIENTI, L. ANGELETTI*, G. D'ONGHIA

Dipartimento di Biologia, Università di Bari "Aldo Moro", Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.
francesco.mastrototaro@uniba.it

*ISMAR-CNR UOS Bologna, Via Gobetti, 101 - 40129 Bologna, Italia.

TANATOCENOSI WURMIANA NEL CANYON DI BARI (MAR ADRIATICO)

WURMIAN THANATOCOENOSSES IN THE BARI CANYON (ADRIATIC SEA)

Abstract - The study of mollusc thanatocoenoses in the Canyon of Bari allowed to identify 55 species. The thanatocoenoses found on the soft bottoms showed a higher biodiversity of Wurmian species.

Key-words: benthos, molluscs, Wurmian thanatocoenoses, Mediterranean Sea.

Introduzione - Il presente lavoro, effettuato nell'ambito del progetto RITMARE (Ricerca Italiana per il Mare) con lo scopo di studiare macro- e megafauna della comunità a coralli di acque fredde (*Madrepora oculata*) presente nel Canyon di Bari (Trincardi *et al.*, 2007; Freiwald *et al.*, 2009), riporta l'analisi della tanatocenosi rinvenuta su substrati incoerenti alla base della scarpata di questo canyon.

Materiali e metodi - Il Canyon di Bari, situato a circa 15 miglia al largo di Bari, è una profonda incisione della piattaforma continentale del Mare Adriatico sud occidentale larga circa 10 km e lunga 30 km, in un intervallo batimetrico compreso tra i 200 e i 1100 m (Trincardi *et al.*, 2007). La campagna di prospezione bentonica è stata effettuata dal 28.05.2012 al 01.06.2012 con N/O MINERVA UNO. Sono state effettuate 24 bennate sia lungo le ripide pareti rocciose del canyon sia sul sedimento incoerente alla sua base, in un intervallo batimetrico compreso tra i 277 e i 722 m. Considerando la natura del substrato e la forte inclinazione delle pareti del canyon, 19 bennate sono risultate positive: 9 su substrato roccioso e 10 su substrato incoerente. Il materiale raccolto è stato setacciato su tavoli a setacci multipli e suddiviso nei principali *taxa*. Per quanto concerne i molluschi sono stati analizzati anche i resti conchigliari presenti nel materiale campionato.

Risultati - Le bennate su substrato roccioso hanno confermato la presenza, lungo le pareti del canyon, di colonie vive di *Madrepora oculata* a cui sono associati diversi *taxa* bentonici attualmente in corso di determinazione. Per quanto concerne i molluschi, l'unica specie vivente ritrovata è rappresentata dal Pectinidae *Delectopecten vitreus*, spesso associato ai coralli di acque fredde. Il campionamento effettuato sui substrati incoerenti ha evidenziato una diversificata tanatocenosi a molluschi con 55 specie identificate (Tab. 1) (26 Gasteropodi, 28 Bivalvi e 1 Scafopode). Tale tanatocenosi è costituita sia dai resti conchigliari di specie attualmente viventi nelle faune epibatiali come i bivalvi *Abra longicallus*, *Glans aculeata*, *Pitar rudis*, *Timoclea ovata*, *Nucula sulcata* e il gasteropode *Nassarius lima* (Panetta, 1975), sia da resti di specie nord atlantiche come i bivalvi *Pseudamussium peslutrae*, presente con numerosissime valve in buono stato di conservazione, e *Ledella messanensis*, nonché i gasteropodi *Iothia fulva*, *Puncturella noachina*, *Pleurotomella packardii*, *Propilidium exiguum* e *Cantrainea peloritana*.

Conclusioni - L'analisi dei resti conchigliari rinvenuti su substrati incoerenti alla base della scarpata del Canyon di Bari, ha evidenziato la presenza di una recente tanatocenosi testimone di una tipica comunità epibatale a molluschi attualmente

presente nel bacino mediterraneo, nonché di una tanatocenosi risalente almeno al periodo glaciale Wurm III (da 30000 a 15000 anni fa) già segnalata nel Basso Adriatico (Colantoni *et al.*, 1975; Taviani, 1978; Panetta *et al.*, 2003; Taviani e Angeletti, 2008).

Tab. 1 - Elenco dei resti conchigliari raccolti nei sedimenti incoerenti campionati nel Canyon di Bari (W: specie Wurmiane; P: specie attuali).

List of the shells collected in the soft bottom of the Canyon Bari (W: Wurmian species; P: Present species).

Gasteropodi	W	P		W	P
<i>Alvania cimicoides</i> (Forbes, 1844)		x	<i>Asperarca nodulosa</i> (O. F. Muller, 1776)		x
<i>Amphissa acuticostata</i> (Philippi, 1844)		x	<i>Astarte sulcata</i> (Da Costa, 1778)		x
<i>Anatoma crispata</i> Fleming, 1828		x	<i>Batharca pectunculoides</i> (Scacchi, 1834)		x
<i>Anatoma umbilicata</i> (Jeffreys, 1883)		x	<i>Batharca philippiana</i> (Nyst, 1848)		x
<i>Basisulcata lepida</i> (Bayer, 1942)		x	<i>Cardiomya costellata</i> (Deshayes, 1835)		x
<i>Bela serga</i> (Dall, 1881)		x	<i>Emmucula aegeensis</i> (Forbes, 1844)		x
<i>Clelandella mliaris</i> (Brocchi, 1814)		x	<i>Glans aculeata</i> (Poli, 1795)		x
<i>Cantrainea peloritana</i> (Contraire, 1835)	x		<i>Hiatella arctica</i> (Linnaeus, 1767)		x
<i>Crassopleura maravignae</i> (Bivona A., 1838)		x	<i>Kelliella abyssicola</i> (Forbes, 1844)		x
<i>Danilia tinei</i> (Calcara, 1839)		x	<i>Ledella messanensis</i> (Jeffreys, 1870)	x	
<i>Drilliola emendata</i> (Monterosato, 1872)		x	<i>Limatula gwyni</i> (Sikes, 1903)		x
<i>Fusinus sanctaeluciae</i> (Von Salis, 1793)		x	<i>Modiolus adriaticus</i> (Lamarck, 1819)		x
<i>Iothia fulva</i> (Muller O. F., 1776)	x		<i>Notolimea crassa</i> (Forbes, 1844)		x
<i>Mangelia costulata</i> Risso, 1826		x	<i>Nucula sulcata</i> Bronn, 1831		x
<i>Mathylda letei</i> Prkic & Smriglio, 2007		x	<i>Parvamussium fenestratum</i> (Forbes, 1844)		x
<i>Microdrillia loprestiana</i> (Calcara, 1841)		x	<i>Parvicardium minimum</i> (Philippi, 1836)		x
<i>Nassarius lima</i> (Dillwin, 1817)		x	<i>Pseudamussium peslutrae</i> (Linnaeus, 1771)	x	
<i>Pagodula echinata</i> (Kiener, 1840)		x	<i>Pitar rudis</i> (Poli, 1759)		x
<i>Pleuromella packardii</i> Verrill 1872	x		<i>Pododesmus aculeatus</i> (Muller O. F., 1776)		x
<i>Propilidium exiguum</i> (Thompson, 1844)	x		<i>Saccella illirica</i> (Carrozza, 1987)		x
<i>Puncturella noachina</i> (Linnaeus, 1771)	x		<i>Spondylus gussonii</i> Costa O. G., 1829		x
<i>Putzeysia wiseri</i> (Calcara, 1842)		x	<i>Thyasira granulosa</i> (Monterosato, 1874)		x
<i>Raphitoma concinna</i> (Scacchi, 1836)		x	<i>Timoclea ovata</i> (Pennant, 1777)		x
<i>Teretia teres</i> (Reeve, 1844)		x	<i>Venus casina</i> Linnaeus, 1758		x
<i>Trivia arctica</i> (Pulteney, 1789)		x	<i>Yoldiella lucida</i> (Loven, 1846)		x
<i>Trophonopsis muricatus</i> (Montagu, 1803)		x	<i>Yoldiella philippiana</i> (Nyst, 1845)		x
Bivalvi			Scafopodi		
<i>Abra longicallus</i> (Scacchi, 1834)		x	<i>Antalis agile</i> (Sars O. G., 1872)		x
<i>Aequipecten opercularis</i> (Linnaeus, 1758)		x			

Bibliografia

- COLANTONI P., NOTO P., TAVIANI M. (1975) - Prime datazioni assolute di una fauna fossile a *Pseudamussium septemradiatum* dragata nel Basso Adriatico. *Giornale di Geologia*, **40** (1): 133-140.
- FREIWALD A., BEUCK L., RÜGGERBERG A., TAVIANI M., HEBBELN D. (2009) - The white coral community in the central Mediterranean Sea revealed by ROV surveys. *Oceanography*, **22** (1): 58-74.
- PANETTA P. (1975) - *Abra longicallus* (Scacchi, 1836) specie caratteristiche delle melme epibatiali. *Oebalia*, **1** (1): 65-91.
- PANETTA P., MASTROTOTARO F., MATARRESE A., TURSÌ A. (2003) - Tanatocenosi a molluschi presenti nelle acque adriatiche albanesi. *Biol. Mar. Mediterr.*, **10** (2): 597-601.
- TAVIANI M. (1978) - Associazioni a molluschi pleistoceniche-attuali dragate nell'Adriatico meridionale. *B. Zool.*, **45**: 297-306.
- TAVIANI M., ANGELETTI L. (2008) - Malacofauna pleistocenica del Canyon di Bari, Adriatico Meridionale. Giornate di Paleontologia, Siena 9-12 Settembre 2008. Abstract e Poster.
- TRINCARDI F., FOGLINI F., VERDICCHIO G., ASIOLI A., CORREGGIARI A., MINISINI D., PIVA A., REMIA A., RIDENTE D., TAVIANI M. (2007) - The impact of cascading currents on the Bari Canyon System, SW-Adriatic Margin (Central Mediterranean). *Mar. Geol.*, **246**: 208-230.

S. RICCI, B. CADEDDU*, P. MELIS*, R. MANCONI*

Istituto Superiore per la Conservazione ed il Restauro, Via di San Michele, 23 - 00153 Roma, Italia.
sandra.ricci@beniculturali.it

*Dipartimento di Scienze della Natura e del Territorio (DIPNET), Università di Sassari,
Via Muroni, 25 - 07100 Sassari, Italia.

LA GROTTA AZZURRA (CAPRI): PRIMI DATI SUL FOULING DEI *NYMPHAEA*

THE AZZURRA CAVE (CAPRI): FIRST NOTES ON FOULING OF NYMPHAEA

Abstract - *This work aims to report the first results on fouling that colonized the archaeological remains discovered in the submerged part of the Azzurra Cave in Capri, that has been adapted to Nymphaeum in the Roman Age. The preliminary assessment was conducted as part of a broader project that aims to investigate, enhance and preserve the archaeological heritage and the biodiversity present in this cave.*

Key-words: *archaeology, benthos, biodiversity, conservation, Gulf of Naples.*

Introduzione - Nell'Isola di Capri le ville di epoca romana sono state arricchite di splendidi ninfei naturali localizzati nelle grotte (Esposito e Lucignano, 2008). Il ninfeo romano (*Nymphaeum*) era un luogo sacro presso una fontana o una sorgente d'acqua. I *Nymphaea* di Capri sono attualmente localizzati in grotte terrestri e semisommerse (Matermania, Castiglione, Arsenale e Azzurra). La Grotta Azzurra (Anacapri, 40°33'38"N 14°12'17"E) è un importante sito archeologico per il ritrovamento sul fondale di statue e frammenti risalenti all'età romana imperiale. Meta turistica nota a livello mondiale per l'alto valore estetico e paesaggistico la Grotta Azzurra è visitata da ca. 200.000 turisti ogni anno (247.166 nel 2007). La Grotta Azzurra è una vasta cavità di origine carsica, ampliata in seguito ad eventi franosi (54 m lunghezza, 15 m larghezza, 30 m altezza). La grotta è attualmente semisommersa con profondità dai 14 ai 20 m, ma il suo livello rispetto al mare si è abbassato nel corso del tempo in seguito a fenomeni di bradisismo. Le ridotte dimensioni dell'ingresso variano con la marea, per cui è accessibile solo con piccole imbarcazioni o a nuoto. Le attività subacquee degli archeologi hanno consentito il recupero delle statue del Tritone barbato e Tritone giovane (1964), del Nettuno-Poseidone insieme a una *peplophòros* acefala, un busto e frammenti di arti (1974) e, successivamente, il rinvenimento di sette basamenti di statue. Tali manufatti sono stati studiati nell'ambito di un ampio progetto di diagnostica e valorizzazione dei reperti sommersi (Davidde *et al.*, 2010; Ricci e Davidde, 2011). Scopo di questo lavoro è quello di riportare i dati preliminari sul *fouling* che ha colonizzato la superficie dei reperti archeologici recuperati nel fondale della grotta.

Materiali e metodi - Il campionamento del benthos è stato eseguito sulle 3 statue complete e sui frammenti marmorei recuperati nelle campagne dal 1964 al 1974. I campioni di benthos sono stati prelevati mediante bisturi dalla superficie dei reperti e conservati a secco per l'allestimento di una piccola collezione. Lo studio degli esemplari di invertebrati (analisi dei caratteri macroscopici e microscopici, prelievo di piccoli frammenti, preparazione di vetrini) è stato effettuato mediante stereomicroscopio e microscopio ottico a trasmissione. La ricerca bibliografica, inclusa la letteratura grigia, è in corso per accertare l'esistenza di segnalazioni sulla fauna della Grotta Azzurra e/o in generale su manufatti archeologici.

Risultati - Il fouling presente sui reperti analizzati comprende diversi taxa quali foraminiferi (*Miniacina miniacea* - Pallas, 1766), poriferi (*Petrobiona massiliana* Vacelet & Levi, 1958 e spugne perforanti), serpulidi, molluschi (bivalvi perforanti), balani, briozoi e brachiopodi (*Novocrania anomala* - Müller, 1776). L'identificazione a livello di genere/specie di alcuni taxa è tuttora in corso. Fra le specie perforanti le spugne appartengono alla famiglia Clionaidae (e.g. *Dotona pulchella* Carter, 1880) e i bivalvi sono rappresentati da *Lithophaga lithophaga* (L., 1758), *Petricola lithophaga* (Retzius, 1788), *Rocellaria dubia* (Pennant, 1777) e *Coralliophaga lithophagella* (Lamarck, 1819) (Ricci *et al.*, 2011; Ricci e Davidde, 2012).

Conclusioni - Questa prima valutazione della biodiversità della Grotta Azzurra ha evidenziato sia la ricchezza tassonomica nella componente epilitica ed endolitica del benthos associato ai reperti, sia l'attività di degradazione endolitica del substrato marmoreo dovuta a spugne e bivalvi perforanti. Questa prima segnalazione per il Mar Mediterraneo di benthos endolitico e epilitico su statue rinvenute in grotta insieme al ritrovamento della specie protetta *P. massiliana* (vedi Manconi *et al.*, 2009, 2010, 2011; Cadeddu, 2012) incrementa il valore naturalistico delle grotte marine di Capri. I dati rappresentano un contributo alla conoscenza, valorizzazione e conservazione sia della biodiversità, sia dei beni archeologici in ambiente di grotta nell'ambito di progetti che mirano a indagare sul ruolo socio-economico-culturale delle grotte nella storia del bacino del Mediterraneo.

Bibliografia

- CADEDU B. (2012) - *Biodiversity assessment in Mediterranean marine caves: the case of Porifera as model taxon*. PhD thesis in Environmental Biology, XXIV cycle, University of Sassari.
- DAVIDDE B., RICCI S., POGGI D., BARTOLINI M. (2010) - Marine bioerosion of stone artefacts preserved in the museo Archeologico dei campi Flegrei in the Castle of Baia (Naples). *Archaeol. Marit. Mediterr.*, **7**: 75-115.
- ESPOSITO A., LUCIGNANO A. (2008) - Ninfei marittimi imperiali del Golfo di Napoli. Ministero per i Beni e le Attività Culturali. *Boll. Archeol. on line*, (Vol. Sp.): 8-16.
- MANCONI R., CADEDU B., PANSINI M., PRONZATO R., LEDDA F.D. (2011) - Biodiversity of Sardinian marine caves: sponge fauna. *Biol. Mar. Mediterr.*, **18** (1): 258-259.
- MANCONI R., LEDDA F.D., SERUSI A., CORSO G., STOCCHINO G.A. (2009) - Sponges of marine caves: Notes on the status of the Mediterranean palaeoendemic *Petrobiona massiliana* (Calcarea: Lithonida) with new records from Sardinia. *Ital. J. Zool.*, **76** (3): 306-315.
- MANCONI R., LEDDA F.D., STOCCHINO G.A., GRAFITTI G. (2010) - Is the geographic range of the palaeoendemic sponge *Petrobiona massiliana* (Porifera: Calcarea) restricted to the central-northwestern Mediterranean Sea? 20th Int. Conf. of Subterranean Biology, 2010 Postojna, Slovenia.
- RICCI S., DAVIDDE B. (2011) - Some aspects of the bioerosion of stone artefact found underwater: significant case studies. 4th Symposium on preserving archaeological remains *in situ* 2011 Copenhagen, Denmark.
- RICCI S., DAVIDDE B. (2012) - Some Aspects of the Bioerosion of Stone Artefact Found Underwater: Significant Case Studies. Conservation and Management of Archaeological Sites. *Preserving archaeological remains in situ*, **14** (1-2) (Special Issue): 28-34.
- RICCI S., LUCCI F., DAVIDDE B. (2011) - The Project Grotta Azzurra. Over the blue: hypothesis of valorisation and study of the state of conservation of the marble statues. International Scientific Colloquium on Factors impacting Underwater Cultural Heritage 2011, Brussels Belgium.

Ricerca finanziata, in parte, dalla Regione Autonoma della Sardegna, progetto R.A.S. 2012 'Conservazione e valorizzazione delle grotte sarde: biodiversità e ruolo socio-economico-culturale'.

A. SFRISO, A. BUOSI, M. CAMPOLIN, A.A. SFRISO

Department of Environmental Sciences, Informatics & Statistics (DAIS),
University Ca' Foscari of Venice,
Calle Larga S. Marta, 2137 - 30123 Venice, Italy.
sfrisoad@unive.it

NEW MACROALGAE AND RARE SPECIES IN THE FISH PONDS OF THE VENICE LAGOON AND ECOLOGICAL ASSESSMENT

NUOVE MACROALGHE E SPECIE RARE NELLE VALLI DA PESCA DELLA LAGUNA VENETA E VALUTAZIONE ECOLOGICA

Abstract - Macrophyte assemblages were studied in the whole Venice lagoon, including some close fish ponds, in order to assess the ecological status of this transitional system. During sampling some new or rare species were recorded highlighting the highest ecological status of areas close to tidal expansion and protected from anthropic impacts.

Key-words: *phytobenthos, new species, fish ponds, Venice lagoon.*

Introduction - During 2011 a monitoring plan was carried out to determine the macrophyte (aquatic angiosperms and macroalgae) present on the bottoms of the Venice lagoon for the implementation of the European Water Framework Directive (EWD: 2000/60/EC). The aim was the study of macrophyte assemblages, the production of a taxonomic list and the assessment of the ecological status of the lagoon by the application of the Rapid Macrophytes Quality Index (R-MaQI), recently adopted by the Italian law for the ecological classification of its transitional systems (Sfriso, 2010). Sampling was carried out in the soft bottoms of 118 sites spread in the whole lagoon including also some fish ponds (Val Cavallino, Val Dogà, Valle Pierimpì and Valle Zappa) which are precluded to the free tidal expansion and protected by significant anthropogenic impacts.

Materials and methods - Macrophytes have been sampled in May-June and in September-November 2011. In each station (diameter: ca. 15-20 m) the total biomass cover was recorded through 20 essays of biomass presence/absence by touching the bottom with a rake. The taxa abundance was obtained by sorting 6 samples of ca. 0.5 m² obtained with the rake and weighting the separate taxa with an electronic balance (precision ± 1 g) according to the protocols developed by ISPRA (2008). Representative sub-samples were held for the laboratory determination at intra and inter specific level. These parameters allowed the application of the index R-MaQI (Sfriso, 2010).

Results - On the whole 112 taxa were found in May-June and 119 in September-November for a total of 138 taxa (56 Chlorophyta, 66 Rhodophyta, 12 Ochrophyta and 4 aquatic angiosperms). The most abundant taxa were Ulvaceae, Cladophoraceae Solieriaceae and Gracilariaceae, depending on the considered lagoon area, whereas the highest species frequency belonged to *Ulva laetevirens* Areshoug (70 sites), *Acrochaete viridis* (Reinke) Nielsen, *Chondria capillaris* (Hudson) M.J. Wynne and *Gracilaria gracilis* (Stackhouse) Steentoft, Irvine et Farnham (66 sites) and two alien species: *Hypnea flexicaulis* Y. Yamagishi & M. Masuda (59 sites) and *Agardhiella subulata* (C. Agardh) Kraft et Wynne (57 sites) of recent introduction (Sfriso et al., 2009). Among them: 2 Rhodophyta, i.e.: *Ceramium polyceras* (Kützing) Zanardini, *Gayliella mazoyerae* T.O. Cho, Fredericq et Hommersand and 4 Chlorophyta: *Acrochaete inflata* (Ercegovic) Gallardo et al., *Cladophora battersii* Hoek, *Cladophora*

socialis Kützing, and *Uronema marinum* Womersley are new introductions for the Venice lagoon. *Uronema marinum* is a small species coming from the Australian region that is a new record also for the Mediterranean Sea and the European Atlantic coasts. Other species, such as the Rhodophyta: *Lophosiphonia obscura* (C. Agardh) Falkenberg, are taxa which were considered missing from the lagoon (Sfriso *et al.*, 2009). Of particular interest was the finding, in the close fish ponds of the northern basin, of some species of high ecological value that had disappeared from the open lagoon. In particular *Lamprothamnion papulosum* (Wallroth) J. Groves, a Chlorophyta belonging to the Characeae, was present and very abundant in Val Cavallino while, it was not found elsewhere. This is certainly one of the most sensitive macroalgae that colonize the Italian transitional systems and the first species that disappears with the minimum anthropogenic disturbance such the eutrophication impact or the turbidity increase. Another species very common in the fish ponds was *Valonia aegagropila* C. Agardh, a Chlorophyta that in the past colonized great part of the northern lagoon (Palude Maggiore and Valle Ca' Zane), but has disappeared since the late '80s (Sfriso *et al.*, 2009). A rare species that currently is very abundant only in these close environments is also the Rhodophyta *Polysiphonia spinosa* (C. Agardh). In addition the aquatic angiosperm *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande, that is nearly missing in the rest of the lagoon, formed dense and well-structured meadows. *Ruppia* was heavily covered from small encrusting calcareous macroalgae (*Hydrolithon* and *Pneophyllum*) that are common on *Cymodocea* or *Zostera* but in this species had never been observed before, neither in the open Venice lagoon nor in other transitional systems. The R-MaQI application highlights the fish ponds Val Cavallino and Val Dogà as the water body of the Venice lagoon with the highest ecological status. With an average score of 0.95 out of 1.00, this water body was classified as "High", although it is considered a "highly modified environment".

Conclusions - The last few decades the Venice lagoon has undergone continuous anthropogenic impacts with significant morphological changes and biodiversity loss. However, it is also reported the recording of many new species or the reappearance/conservation of species now believed lost especially by considering areas protected by significant anthropic impacts such as some close fish ponds of the northern lagoon where the vegetation still presents pristine conditions.

References

- ISPRA (2008) - *Protocolli per il campionamento e la determinazione degli elementi di qualità biologica e fisico-chimica nell'ambito dei programmi di monitoraggio ex 2000/60/CE delle acque di transizione*. 22 Dicembre: 34 pp.
- SFRISO A. (2010) - Macrophyte Quality Index (MaQI) per la valutazione dello stato ecologico dei sistemi di transizione dell'ecoregione-Mediterranea. In: Bonometto A., Gennaro P., Boscolo Brusà R. (eds), *Linee Guida per l'applicazione del Macrophyte Quality Index (MaQI). Implementazione della Direttiva (2000/60/CE)*. ISPRA: 34 pp.
- SFRISO A., CURIEL D., RISSONDO A. (2009) - The Venice Lagoon. In: Cecere E., Petrocchi A., Izzo G., Sfriso A. (eds), *Flora and Vegetation of the Italian Transitional Water Systems*. CoRiLa, Multigraf, Spinea: 17-80.

L. APPOLLONI, L. SBRESCIA, G.F. RUSSO

Dipartimento di Scienze per l'Ambiente (DiSAm), Università di Napoli Parthenope,
Centro Direzionale, Isola C4 - 80143 Napoli, Italia.
luca.appolloni@uniparthenope.it

EFFETTO RISERVA SUI POPOLAMENTI ITTICI NELL'AREA MARINA PROTETTA DI PUNTA CAMPANELLA

RESERVE EFFECT ON FISH ASSEMBLAGES IN THE PUNTA CAMPANELLA MARINE PROTECTED AREA

Abstract - The reserve effect in no take zone of Punta Campanella MPA was evaluated on the base of coastal hard bottom fish assemblages. Structural analysis, strongly differentiating the no-take zone from the other sites with similar habitats of the MPA, and descriptive indexes, decreasing with the distance from the no-take zone, clearly show the efficacy of the protection policy.

Key-words: marine protected areas, reserve effect, coastal zone management.

Introduzione - Attraverso lo studio della struttura delle comunità ittiche è possibile valutare i vantaggi dell'istituzione di un'AMP e, quindi, l'impatto che questa può avere sull'economia delle popolazioni locali. L'effetto riserva costituisce una importante conseguenza positiva del regime di protezione ed è caratterizzato da un netto incremento nella zona di tutela integrale, rispetto alle aree limitrofe, dei parametri sinecologici e strutturali delle comunità ittiche. Scopo del presente studio è stato quello di valutare l'eventuale presenza ed entità di tale effetto per una delle due zone di tutela integrale dell'AMP di Punta Campanella (Golfo di Napoli).

Materiali e metodi - Le osservazioni sono state svolte nell'estate del 2008, su habitat di fondo duro, sia nella zona di riserva integrale (intorno allo scoglio del Vervece), sia in sei siti posti a distanze crescenti (c.a 1000, 1500 e 2000 m) nella limitrofa zona C, in direzione NE (Capo di Massa, Puolo e Punta del Capo), e SO (Capo Corbo, P.ta Lagno e P.ta S. Lorenzo). La comunità ittica è stata caratterizzata utilizzando il metodo del censimento visivo lungo transetti (L= 25 m; W= 5 m; h= 5 m) svolti in immersione con ARA (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985). In ciascun sito, i censimenti sono stati effettuati alle fasce batimetriche di 2-6 m, 8-12 m, 15-20 m (3 repliche per fascia). Per l'analisi descrittiva è stata calcolata la densità (D) e la ricchezza specifica (RS) dei popolamenti presenti. Per l'analisi strutturale, partendo da una matrice di somiglianza di Bray-Curtis, è stato effettuato un ordinamento MDS delle stazioni ed una loro classificazione gerarchica con legame medio.

Risultati - In Fig. 1 sono riportati i valori (media delle repliche con errore standard) di D e RS nei siti di campionamento. I valori più elevati di entrambi i descrittori sono stati riscontrati nella zona di riserva integrale (D= 326 ± 59 ind/625m³; RS= 13 ± 1 specie). I valori di D registrati nei siti limitrofi sono di gran lunga inferiori già a partire da quelli posti a minore distanza (Capo di Massa= 119 ± 12 ; Capo Corbo= 117 ± 20); i valori di RS mostrano un decremento all'aumentare della distanza dalla zona di tutela integrale.

I risultati dell'analisi multivariata, mediante MDS e classificazione (Fig. 2), sono coerenti con quanto descritto e rivelano una chiara differenza tra la struttura dei popolamenti ittici del Vervece e quella di tutti gli altri siti di studio (45% di somiglianza), nonostante siano caratterizzati dagli stessi tipi di habitat di fondo duro.

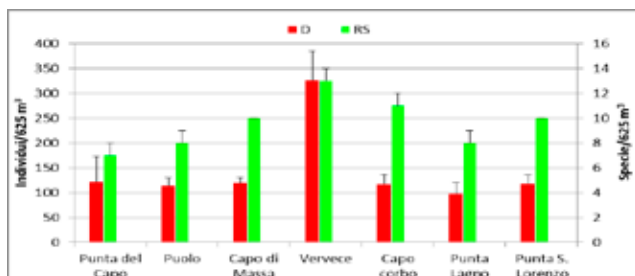


Fig. 1 - Densità e Ricchezza Specifica delle comunità ittiche nei siti.
Fish Density and Species Richness at the investigated sites.

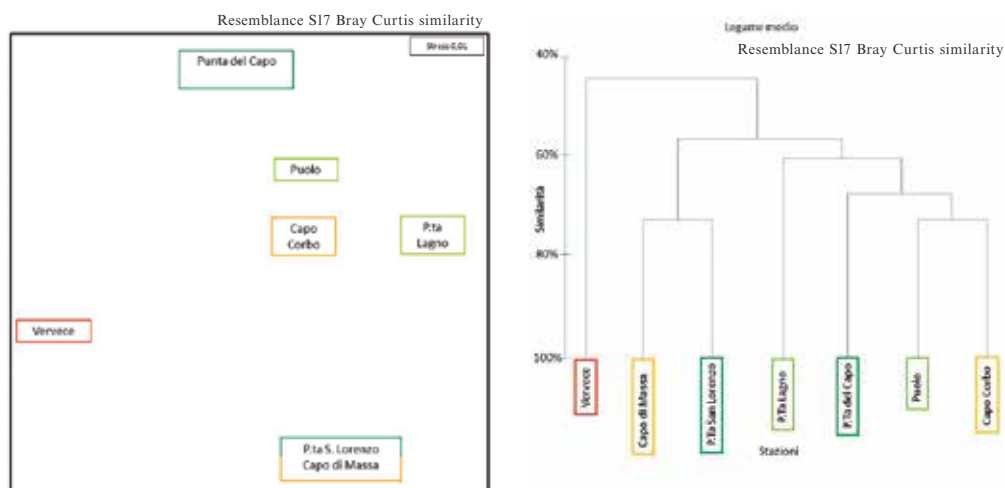


Fig. 2 - Analisi MDS (sinistra) e clustering (destra).
MDS analysis (left) and clustering (right).

Conclusioni - Dall'analisi descrittiva e strutturale risulta evidente che la zona di riserva integrale del Vervece sia caratterizzata da un "effetto riserva", che nei popolamenti ittici si concretizza con ricchezza specifica e densità maggiori rispetto alle aree limitrofe, anche le più vicine. Ciò è in accordo con quanto noto in letteratura (ad es. Harmelin *et al.*, 1995) e può essere il risultato di un efficace controllo da parte dell'ente gestore nel far rispettare il regolamento sulle attività ricreative e di pesca (Francour *et al.*, 2001).

Bibliografia

- FRANCOUR P., HARMELIN J.H., POLLARD D., SARTORETTO S. (2001) - A review of marine protected areas in northwestern Mediterranean region: siting, usage, zonation and management. *Aquat. Conserv.*, **11**: 155-188.
- HARMELIN J.G., BACHET F., GARCIA F. (1995) - Mediterranean marine reserve: fishes indices as test of protections efficient. *Mar. Ecol.*, **16** (3): 233-250.
- HARMELIN-VIVIEN M.L., HARMELIN J.C., CHAUVET C., DUVAL C., GALZIN R., LEJEUNE P., BARNABÉ G., BLANC F., CHEVALIER R., DUCLEARC J., LASSERRE G. (1985) - Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: methodes et problemes. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, **40**: 467-539.

T. BACCI, P. GENNARO, V. MARUSSO, M. PENNA, F.S. RENDE, B. TRABUCCO, A.M. CICERO

Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, ISPRA,
Via Vitaliano Brancati, 60 - 00100 Roma, Italia.
tiziano.bacci@isprambiente.it

STUDY OF THE EPIPHYTIC COMMUNITY
OF *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE MEADOW IN THE AREA
AFFECTED BY COSTA CONCORDIA WRECK:
PRELIMINARY DATA

*STUDIO DELLA COMUNITÀ EPIFITA DELLA PRATERIA
A POSIDONIA OCEANICA (L.) DELILE NELL'AREA
INTERESSATA DAL NAUFRAGIO DELLA NAVE "COSTA CONCORDIA":
DATI PRELIMINARI*

Abstract - Epiphytic community of *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadow in the area affected by *Costa Concordia* wreck was studied. Four sampling stations were placed according to a potential impact gradient and distance from the wreck; percentage of animal and algal cover on *P. oceanica* leaves was measured. Preliminary results (March 2012) reveal no effects on the epiphytic communities of *P. oceanica* leaves due to the presence of the *Costa Concordia* wreck.

Key-words: epiphytic community, *Posidonia oceanica*, human impact, Tyrrhenian Sea, *Costa Concordia* wreck.

Introduction - On the night of 13rd of January 2012, the *Costa Concordia* ship, with 3.206 passengers and 1.023 crewmembers on board, collided with a submerged natural rocky reef close to the Giglio Island (Tuscany, Italy), causing 32 victims. The wreck was then stranded in the vicinity of Punta Gabbianara, lying on the starboard side, on a rocky bottom, near a slope that leads to bathymetry between 50 and 90 meters. The Department of the Italian Civil Protection commissioned to ISPRA (National Institute for Environmental Protection and Research) and ARPAT (Regional Agency for the Tuscan Environmental Protection) the development of a multidisciplinary monitoring plan, in accordance with current legislation (Legislative Decree 152/2006, Ministerial Decree 56/2009, Ministerial Decree 260/2010). This monitoring plan aims at assessing possible impacts on the marine ecosystem due to both the presence of the wreck and the uncontrolled spillage of pollutant substances in the water column. During the months following the ship disaster, new possible potential impacts may have been added, since activities for the removal of the wreckage started, with the installation of anchor fixed structures and a large traffic of men and equipments. Hence, as a part of our integrated monitoring plan, the epiphytic community of the *Posidonia oceanica* (L.) Delile leaves was sampled in the meadows near the wreck and its assemblages structure was assessed as indicator of environmental quality (Morri, 1991; Giovanetti *et al.*, 2010). In this work we present the preliminary results regarding the first survey (March 29-31, 2012) carried out before the installation of the structures used for the removal of the ship.

Materials and methods - Four sampling stations were placed at 10 m depth at different distances from the ship, according to a potential impact gradient: ST1 and ST2 positioned 100 m from the bow and the stern of the ship respectively; ST3 positioned 200 m from the stern; ST4 positioned 400 m from the stern and considered as the control station. The sampling of *P. oceanica* shoots were carried out according to a hierarchical sampling design: for each station, three areas 10 of meters apart were

selected and 5 orthotropic *P. oceanica* shoots were taken in each area. Three shoots for each area were considered to study leaves epiphytic community: we analyzed the internal side of the 4 outer leaves for each shoot for a total of 12 leaves per sample. The percentage of cover (Morri, 1991) of algal and animal taxa on every leaf cm, starting from the ligule up to the leaf apex, was estimated by a stereo- and by an optical microscope. When the species level was not possible, the higher taxonomic levels were considered. PERMANOVA based on a 2-way model (factor 1 = Station, fixed; factor 2 = Area, nested in station, random) was performed on the dataset.

Results - Maximum mean value of epiphytes cover is in ST2 (30.5% \pm 12.4), located near the stern of the ship, followed by the ST4 control (23.1% \pm 8.9); lower values were observed at stations ST1 (17.3% \pm 7.3) and ST3 (18.4% \pm 6.7). The algal component is always greater than the animal one, except for ST4 where the two biotic components are equivalent. In addition, ST2 shows the highest values of cover of encrusting and erect algae, while the % of Bryozoans cover are similarly high to ST4. The most common taxa identified on the leaf blades were: encrusting algae *Hydrolithon* (Foslie) Foslie, 1909, *Pneophyllum* Kutzing, 1843; erected algae *Myrionema orbiculare* J. Agardh 1848, *Giraudia sphacelarioides* Derbe et Solier, 1851, *Castagnea* Derbe et Solier, 1851, *Ceramium* Roth, 1797; bryozoans *Fenestrulina johanna*e (Calvet, 1902), *Collarina balzaci* Audouin, 1826, *Chorizopora brongniarti* Audouin, 1826, *Electra posidoniae* Gautier, 1954, *Aetea truncata* (Landsborough, 1852), *Lichepora radiata* (Audouin, 1826), *Disporella* Gray 1848, *Tubulipora* Lamarck, 1816; hydroids *Plumularia obliqua* (Johnston, 1847), *Sertularia perpusilla* Stechow, 1919, *Aglaophenia harpago* Schenck, 1965, *Clytia hemisphaerica* (Linnaeus, 1767). PERMANOVA results show not significant differences between stations ($P=0.118$), while significant differences ($P=0.001$) between areas within the same station have been detected.

Conclusions - Preliminary results reveal no effects on the epiphytic communities of *P. oceanica* leaves due to the presence of the Costa Concordia wreck. Our data showed high variability on the small-scale, which is a common pattern in *Posidonia* epiphytic community (e.g. Balata *et al.*, 2007), but they did not show significant differences between ST2, located near the ship stern, and ST4, located in Cala Cupa and considered as control station. Further studies are needed to verify these preliminary results, allowing a better assessment of the possible impacts occurring on *P. oceanica* meadows in the study area.

References

- BALATA D., NESTI U., PIAZZI L., CINELLI F. (2007) - Patterns of spatial variability of seagrass epiphytes in the north-west Mediterranean Sea. *Mar. Biol.*, **151** (6): 2025-2035.
- GIOVANNETTI E., MONTEFALCONE M., MORRI C., BIANCHI C.N., ALBERTELLI G. (2010) - Early warning response of *Posidonia oceanica* epiphyte community to environmental alterations (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Mar. Pollut. Bull.*, **60**: 1031-1039.
- MORRI C. (1991) - Présentation d'un indice synthétique pour l'évaluation de l'épiphytisme foliaire chez *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Posidonia Newsletter*, **4** (1): 33-37.

A. BUOSI, C. FACCA, A. SFRISO

Department of Environmental Sciences, Informatics & Statistics (DAIS),
Università Ca' Foscari di Venezia,
Calle Larga S. Marta, 2137 – 30123 Venezia, Italia.
alessandro.buosi@unive.it

ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF MARINE-COASTAL AREAS OF NORTH-WEST ADRIATIC SEA BASED ON MACROPHYTE DIVERSITY

VALUTAZIONE DELLO STATO AMBIENTALE DELL'AREA MARINO-COSTIERA A NORD-EST DEL MAR ADRIATICO BASATO SULLA DIVERSITÀ MACROFITICA

Abstract - *The macrophyte assemblages of five stations located in the north-western Adriatic Sea, from the Gulf of Venice to Salvore in Croatia, have been sampled together with some environmental parameters, including nutrient concentrations in the water column and surface sediments, in order to assess the environmental quality of these areas. Results show that the Salvore site exhibits the highest macrophyte biodiversity and environmental quality, followed by the sites stations of Venice, Sistiana and Porto Santa Margherita. Nutrient concentrations and water turbidity showed exactly an inverse trend.*

Key-words: *macrobenthos, environmental assessment, nutrients, Adriatic Sea.*

Introduction - The marine coastal areas of the north-western Adriatic Sea are strongly influenced by lagoon and river outflows, which convey significant nutrient and pollutant loads (Cozzi and Gianì, 2011) affecting the macrophyte assemblages of these environments. Benthic macrophytes are considered good indicators of water quality, because of their sedentary condition integrate the effects of long-term exposure to nutrients or other pollutants with a decrease or even disappearance of the most sensitive species and their replacement by highly resistant, thionitrophilic or opportunistic species (Murray and Littler, 1978). The aims of this paper is to obtain information on environmental quality of these marine-coastal areas by studying the relationships between the macrophytes biodiversity and some trophic parameters of the water column and surface sediments.

Materials and methods - Samplings were carried out monthly, between May and October 2012, in five sites along the coastal areas of the north-western Adriatic Sea. From West to East they are: Pellestrina, Lido-Malamocco, Porto Santa Margherita, Sistiana e Punta Salvore (Savudrija, Croatia). Macrophytes samples were collected randomly in each station by SCUBA divers in a depth ranging from 0 to 6 meters, fixed with 4% formaldehyde and determined in the laboratory. In order to obtain the greatest number of species, macrophytes were sampled within a ray of 100 m. In two sites, Salvore and Sistiana, macrophytes were sampled also by a frame of 40×40 cm (1600 cm²) according to Curiel *et al.* (2000) and the per cent coverage of each species was determined in the laboratory by the resuspension method (Orfanidis *et al.*, 2001). At the same stations, temperature, dissolved oxygen and pH were measured by portable instruments, while salinity was determined in the laboratory by chlorine titration. Aliquots of water samples from 500 to 1000 ml were filtered by Whatman fiber filters (porosity 0.7 µm). Both the filtered water and filters were stored to -20 °C till the nutrient (soluble reactive phosphorus and dissolved inorganic nitrogen) and Chlorophyll-*a* determination. Other two subsamples of 500 ml were filtered to obtain the suspended particulate matter after salt removal by be-distilled water. At each site, 3 cores of the 5 cm sediment top layer were collected by a Plexiglas corer (i.d.

10 cm) and carefully mixed together in order to determine the grain-size and nutrient content (total nitrogen and total inorganic and organic carbon and phosphorus).

Results - On the whole of the sampled stations, 133 taxa of macroalgae determined at specific and intraspecific level (41 Chlorophyta, 14 Ochrophyta and 78 Rhodophyta) were recorded. The results showed that species richness and composition varied significantly among the stations; in particular, the areas with the highest species richness were Salvore (92 taxa) and Pellestrina-Lido (74/75 taxa), but the recorded taxa were very different. Salvore is colonised by both highly sensitive taxa and the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, whereas Pellestrina and Lido exhibit a high biodiversity, but mainly due to the presence of more tolerant species like Ulvaceae and Gracilariaceae. These macroalgae have never been found at Salvore, as they begin to appear at Sistiana, and their abundance increases towards Lido and Pellestrina. In contrast, the lowest number of taxa was recorded at Porto Santa Margherita. The percentage of common macrophytes found in all the stations was 21%, while the highest number of exclusive species (30%) was recorded at Salvore. The concentration of nutrients in the water column were the highest at Porto Santa Margherita, where the lowest number of macrophytes was found, and at Sistiana, affected by lower salinity and pH. Except for Sistiana, characterized by fine sediments and the highest content of phosphorus, organic phosphorus in particular, in the other stations sediments were mainly sandy.

Conclusions - Macrophyte species richness and composition change significantly among the considered stations, but at Lido-Malamocco and Pellestrina are quite similar. At Salvore, where waters are highly transparent and nutrients are low, the highest number of sensitive taxa is present. That is the only station where also seagrasses are present. Pellestrina and Lido exhibit a high biodiversity, but many are thionitrophilic and opportunistic species, because these stations are characterized by a greater turbidity and an increased water nutrient concentration. The flora recorded at Sistiana is quite different, because the area is affected by a freshwater outflow from karstic rocks and the influence of Trieste. As a consequence, the species richness is lower than at Salvore or at Venice sites. The low number of species collected in the station of Porto Santa Margherita suggests that this coastal area is influenced by the outflows of the nearby Livenza River. In fact, the high water turbidity and nutrient concentrations of this station have negative effects on the presence of macroalgae. The first environmental analyses seem to indicate in the water turbidity and, in a minor extent, in the nutrient concentrations the main stressors responsible for the recorded differences among stations.

References

- COZZI S., GIANI M. (2011) - River water and nutrient discharges in the Northern Adriatic Sea: Current importance and long term changes. *Cont. Shelf Res.*, **3**: 1881-1893.
- CURIEL D., BELLEMO G., IURI M., SCATTOLIN M., MARZOCCHI M. (2000) - Qualitative minimal area of phytobenthic communities in the inlets of the lagoon of Venice (Italy, Mediterranean Sea). *Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia*, **50**: 145-154.
- MURRAY S.N., LITTLER M.M. (1978) - Patterns of algal succession in a perturbed marine intertidal community. *J. Phycol.*, **14**: 506-512.
- ORFANIDIS S., PANAYOTIDIS P., STAMATIS N. (2001) - Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterr. Mar. Sci.*, **2** (2): 45-65.

A. CÁNOVAS MOLINA, M. MONTEFALCONE, G. GATTI, C. MORRI, G. BAVESTRELLO,
S. COPPO*, G. DIVIACCO*, E. MONTEPAGANO*, C.N. BIANCHI

Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita, DiSTAV, Università di Genova,
Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.

Almudena.Canovas.Molina@edu.unige.it

*Dipartimento Ambiente, Regione Liguria, Italia.

PRELIMINARY ASSESSMENT OF CORALLIGENOUS REEF DISTRIBUTION IN LIGURIA (NW MEDITERRANEAN SEA)

INDAGINE PRELIMINARE SUI CORALLIGENI DELLA LIGURIA (MEDITERRANEO NORD-OCCIDENTALE)

Abstract - Fifteen sites with coralligenous reefs have been identified along the coast of Liguria. Side scan sonar and/or multibeam data exist for 11 (73%) sites, whereas biological data are available for 13 (86%) sites. Urgent effort is needed to complete and update present knowledge.

Key-words: seafloor integrity, Marine Strategy Framework Directive, coralligenous reefs, Liguria.

Introduction - Coralligenous reefs, comprised of coralline algal buildups, represent the major biogenic formation in the Mediterranean Sea (Bianchi, 2001) and the climax biocenosis of the hard bottoms of the upper circalittoral zone (Pérès & Picard, 1964). There is a dearth of updated cartographical and ecological information - the basis for evaluating seafloor integrity. Here we performed a meta-analysis on available data on the coralligenous reefs of Liguria, to preliminarily assess their distribution. Such an assessment will allow us planning where to test the characterization and evaluation criteria recently developed by Gatti *et al.* (2012).

Materials and methods - Based on Diviacco and Coppo (2006, updated to 2009), we identified the sites with coralligenous reefs and their depth range. For each site, we compiled available references (including grey literature data) containing morphological and biological information: for morphology, we paid particular attention to acoustic survey data (side scan sonar and/or multibeam); for biology, we considered either qualitative or quantitative data dealing with the whole epibenthic assemblage, excluding studies on single taxa. All the data collected are included in a geographic information system.

Results and conclusions - Coralligenous reefs are known for 15 coastal sites of Liguria, 8 in the Western Riviera and 7 in the Eastern Riviera (Fig. 1). Their bathymetric distribution ranges from shallow water (infralittoral coralligenous), i.e. at Bergeggi (7 m), to deep water (> 100 m), as in the case of the mesophotic reefs of Bergeggi and Portofino; however, most occur between 20 and 40 m depth. The narrowest depth range (8 m) was found at Montenegro, whilst the widest (102 m) at Portofino. Acoustic data exist for 11 (73%) sites: all those of the Eastern Riviera and 4 of the Western Riviera (Mortola, Gallinara, Bergeggi and Vado Ligure). Two major morphotypes are recognized: i) rocky shoals at some distance from the coastline; and ii) the underwater continuation of littoral cliffs. The former is predominant along the Western Riviera, while the latter is nearly exclusive of the Eastern Riviera. Biological data are available for 13 (86%) sites, all those of the Western Riviera and 5 in the Eastern Riviera (Portofino, Manara, Mesco, Montenegro and Portovenere). A wealth of information exists for Mesco, starting 1937, and Portofino, starting 1956 (Morri and Bianchi, 2001); both these historical series are fundamental to establish baselines, and must be pursued in the years to come.

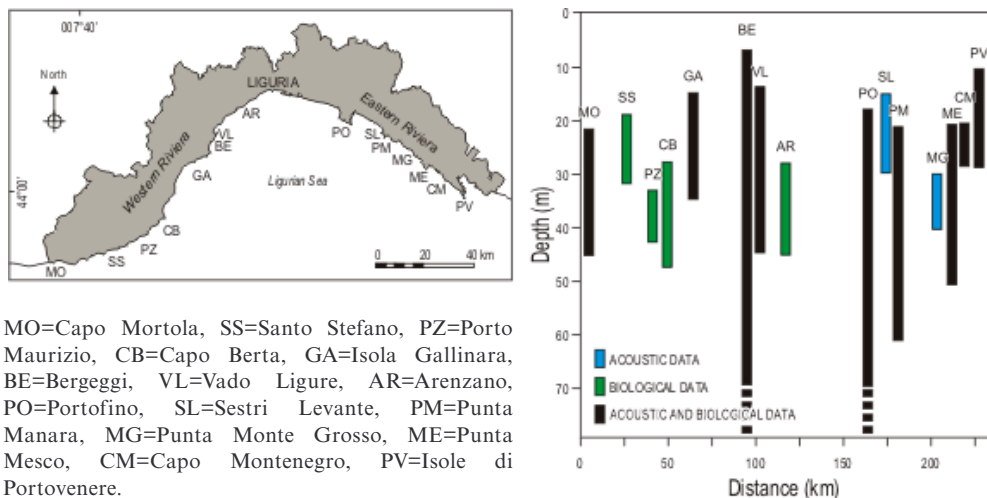


Fig. 1 - Known geographical distribution of sites with coralligenous reefs in Liguria.

Distribuzione geografica nota dei siti con coralligeno in Liguria.

References

- BIANCHI C.N. (2001) - La biocostruzione negli ecosistemi marini e la biologia marina italiana. *Biol. Mar. Mediterr.*, **8**: 112-130.
- DIVIACCO G., COPPO S. (2006) - *Atlante degli habitat marini della Liguria*. Regione Liguria, Genoa, Italy: 205 pp.
- GATTI G., MONTEFALCONE M., ROVERE A., PARRAVICINI A., MORRI C., ALBERTELLI G., BIANCHI C.N. (2012) - Seafloor integrity down the harbor waterfront: the coralligenous shoals off Vado Ligure (NW Mediterranean). *Adv. Oceanogr. Limnol.*, **3** (1): 51-67.
- MORRI C., BIANCHI C.N. (2001) - Recent changes in biodiversity in the Ligurian Sea (NW Mediterranean): is there a climatic forcing? In: Faranda F.M., Guglielmo L., Spezie G. (eds), *Structure and processes in the Mediterranean ecosystems*. Springer Verlag, Milano: 375-384.
- PÉRÈS J.M., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de Bionomie Benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **31** (47): 1-137.

This work results from a collaboration between DiSTAV and Regione Liguria, and fall within the scope of the research project PRIN-COFIN 2010-2011 "Coastal bioconstructions: structure, function, and management".

S. COPPA, G. MASSARO*, A. CAMEDDA, G.A. DE LUCIA

Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (CNR-IAMC),
Località Sa Mardini - 09170 Torregrande (OR), Italia.
s.coppa@iamc.cnr.it

*Area Marina Protetta Penisola del Sinis-Isola di Mal di Ventre, Cabras, Italia.

DISTRIBUZIONE DI *PATELLA FERRUGINEA* NELL'AMP DEL SINIS: VALUTAZIONE DEL TREND TEMPORALE

DISTRIBUTION OF PATELLA FERRUGINEA IN THE SINIS MPA: TEMPORAL TREND EVALUATION

Abstract - This study considers a population of the limpet *Patella ferruginea* (Gastropoda, Patellidae) which colonizes the coast of the Mal di Ventre Island (Sinis MPA, W-Sardinia). Data on density and size of individuals, measured in different monitoring campaigns, were compared in order to assess the temporal trend of the local population. The results showed a severe decrease of density and the loss of the largest specimens. Thus, the highly endangered status of this population was confirmed and the illegal catches continue to be the main cause. We consider that the only way to avoid the extinction of *P. ferruginea* is the improving of the stakeholders collaboration and the definition of a common conservation plan.

Key-words: *Patella ferruginea*, Marine Protected Area, population characteristics, man-induced effects.

Introduzione - *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 è un gasteropode proterandrico endemico del Mediterraneo. Ad oggi, il suo areale di distribuzione è limitato a poche e circoscritte zone del bacino occidentale a causa dell'impatto antropico e, in particolare, del prelievo illegale (Espinosa *et al.*, 2006). Per questo è considerata la specie di invertebrato marino più a rischio di estinzione nel Mediterraneo ed è protetta dalle Convenzioni di Berna e di Barcellona e dalla Direttiva Habitat. È inoltre citata nella Strategia Marina (MSFD) come specie di particolare interesse per la valutazione del buono stato ambientale. Dal 2009 è attiva una campagna di studi e monitoraggio di *P. ferruginea* (Coppa *et al.*, 2012) nell'AMP del Sinis (Area Marina Protetta "Penisola del Sinis-Isola di Mal di Ventre") i cui principali obiettivi sono migliorare le conoscenze sulla specie, valutare lo stato di salute della popolazione locale e fornire dati ed indicazioni gestionali utili alla sua conservazione. In particolare, in questo lavoro vengono riportati i risultati relativi al confronto delle due campagne effettuate sull'intera popolazione (2009 e 2011) ed il *pattern* temporale osservato esclusivamente nei siti scelti per il monitoraggio annuale (2009-2012).

Materiali e metodi - Nell'estate del 2009 e del 2011 sono state effettuate due campagne di censimento che hanno previsto la copertura dell'intero areale colonizzato dalla popolazione, considerando inoltre l'accessibilità alla costa da parte dell'uomo (facile, media e difficile) ed il grado di protezione (Zona A, B, C). In due scogli isolati della Zona A (perimetro totale pari a 373 m) è stato condotto un monitoraggio annuale (estati 2009, 2010, 2011, 2012) della densità e dimensione degli esemplari presenti. In ogni caso, di ogni individuo, sono state registrate le misure biometriche (altezza, larghezza e lunghezza in mm) e le coordinate geografiche. Viste le distanze interindividuali proprie della popolazione indagata e l'*homing behaviour* tipico della specie è stato quindi possibile seguire nel tempo ogni singolo esemplare.

Risultati - La distribuzione spaziale della popolazione di *P. ferruginea* nell'AMP del Sinis è limitata alla sola Isola di Mal di Ventre ed, in particolare, al versante occidentale. In totale la popolazione è costituita da qualche centinaio di esemplari e la

densità varia in relazione ad entrambi i fattori considerati (accessibilità e zonazione): valori significativamente maggiori si osservano nei siti difficilmente accessibili e nella Zona A. La struttura di popolazione ha una distribuzione unimodale con un picco corrispondente alla classe di taglia di 50-59 mm. Già nel 2009 gli individui giovanili (<30 mm) risultavano scarsi e mancavano totalmente femmine di grosse dimensioni (>80 mm). Nel tempo si è assistito ad un peggioramento della situazione sia in termini di numero assoluto di esemplari (-28% nel quadriennio 2009-2012) che di taglia massima che attualmente non supera i 70 mm.

Conclusioni - Nonostante questa specie sia da considerarsi in forte rischio di estinzione in tutto il Mediterraneo occidentale, l'osservazione di densità rilevanti (>6 ind/m) e la presenza cospicua sia di giovanili che di grosse femmine fa ben sperare sulle possibilità di recupero e crescita di alcune popolazioni presenti lungo le coste africane (es. Espinosa, 2009; Rivera-Ingram *et al.*, 2011). Al contrario la situazione italiana è di evidente regressione anche se sono pochi gli studi pubblicati sulla distribuzione e stato di conservazione delle popolazioni nazionali riferibili quasi esclusivamente alle coste della Sardegna (Casu *et al.*, 2011; Coppa *et al.*, 2012). I risultati del presente lavoro confermano questo trend negativo dimostrando da un lato una popolazione in forte contrazione (dove il prelievo illegale continua ad essere la causa principale) e dall'altro l'evidente difficoltà degli enti competenti a rispondere in modo tempestivo alle emergenze ambientali. Risulta quindi di estrema urgenza l'adozione di misure gestionali che prevedano innanzitutto l'aumento della frequenza e dell'efficacia dei controlli. In quest'ottica, il nuovo strumento normativo della *MSFD* potrebbe costituire una reale opportunità per l'implementazione di un piano d'intervento comune a livello mediterraneo, combinando la conoscenza e l'esperienza di tutte le parti interessate, considerata l'importanza conservazionistica e la rilevanza scientifica di questa specie.

Bibliografia

- CASU M., RIVERA-INGRAHAM G.A., COSSU P., LAI T., SANNA D., DEDOLA G.L., SUSSARELLU R., SELLA G., CRISTO B., CURINI-GALLETTI M., GARCÍA-GÓMEZ J.C., ESPINOSA F. (2011) - Patterns of spatial genetic structuring in the endangered limpet *Patella ferruginea*: implications for the conservation of a Mediterranean endemic. *Genetica*, **139**: 1293-1308.
- COPPA S., DE LUCIA G.A., MASSARO G., MAGNI P. (2012) - Density and distribution of *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 in a Marine Protected Area (western Sardinia, Italy): constraint analysis for population conservation. *Mediterr. Mar. Sci.*, **13** (1): 115-124.
- ESPINOSA F. (2009) - Populational status of the endangered mollusc *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Gastropoda, Patellidae) on Algerian islands (SW Mediterranean). *Anim. Biodivers. Conserv.*, **32** (1): 19-28.
- ESPINOSA F., GUERRA-GARCÍA J.M., FA D., GARCÍA-GÓMEZ J.C. (2006) - Aspects of reproduction and their implications for the conservation of the endangered limpet *Patella ferruginea*. *Invert. Reprod. Develop.*, **49** (1-2): 85-92.
- RIVERA-INGRAM G.A., ESPINOSA F., GARCÍA-GÓMEZ J.C. (2011) - Conservation status and updated census of *Patella ferruginea* (Gastropoda, Patellidae) in Ceuta: distribution patterns and new evidence of the effects of environmental parameters on population structure. *Anim. Biodivers. Conserv.*, **34** (1): 83-99.

I. GUALA, G. BRUNDU, D. VALLAINC, P. MOSSONE

Fondazione IMC, International Marine Centre Onlus - 09070 Torregrande (OR), Italy.
i.guala@imc-it.org

ASSESSMENT OF CONSERVATION STATUS
OF *POSIDONIA OCEANICA* AND ANCHORING PRESSURE
AS A TOOL FOR A PROPER MANAGEMENT
OF RECREATIONAL BOATING

VALUTAZIONE DELLO STATO DI CONSERVAZIONE
DI *POSIDONIA OCEANICA* E DELLE PRESSIONI DA ANCORAGGIO
COME STRUMENTO PER UNA CORRETTA GESTIONE
DEL DIPORTO NAUTICO

Abstract - Structural variables of *Posidonia oceanica* meadows and boat frequentation were investigated in the Site of Community Importance SCI ITB020012 'Berchida e Bidderosa' (Eastern Sardinia, Italy). All variables indicated a good state of health of the meadows. A small number of recreational boats was detected in the area during July-August, thus indicating quite small pressures of anchoring on the meadows. Results do not suggest the need for special restrictions for the protection of the meadows than those currently regulated by law.

Key-words: *Posidonia oceanica*, conservation status, recreational boating, Eastern Sardinia, Mediterranean Sea.

Introduction - Mechanical impacts of anchoring are among the main factors which affect *Posidonia oceanica* seagrass meadows at a local scale (Francour *et al.*, 1999; Milazzo *et al.*, 2004). The magnitude of detrimental effects is proportional to the number of boats and conservation measures are recommended whereas the occurrence of anchoring is high. Boat frequentation and conservation status of *Posidonia oceanica* meadows were assessed in the Site of Community Importance SCI ITB020012 "Berchida e Bidderosa" (Eastern Sardinia, Italy) aiming to understand the extent of anchoring pressure and its impacts on the meadows, as well as to evaluate whether management measures are needed for conservation purposes.

Materials and methods - Seabed maps have been analysed in order to verify the distribution of the meadows and to select proper sampling stations. The whole coastline of the study site was divided in five areas and structural variables were assessed at two depth ranges (4-8 and 13-17 m) and two sampling stations, for each area and depth range. Meadow density was detected by counting the number of leaf shoots in 8 replicated quadrats (40×40 cm) at each station (Buia *et al.*, 2004); percentage cover of live *P. oceanica* and dead *matte* was assessed using the Line Intercept Transect technique (Bianchi *et al.*, 2004) at 4 transects of 10 m length randomly positioned at each station. Conservation Index (CI) was then calculated according to Montefalcone *et al.* (2007). The number and the sizes of boats anchoring at each of five areas were also monitored, during the summer 2012 (32 days at July-August).

Results - Meadow density detected in the five areas (average values between the stations at each depth) varied from 509±48 (mean ± SE) to 696±50 shoots per m² in shallow stations and from 354±29 to 453±29 shoots m² in deep stations. The mean percentage cover of *P. oceanica* (average values between the stations at each depth) varied between 71% to 85% in shallow stations, and 76% to 95% in deep stations;

the percentage cover of dead *matte* was generally lower than 10%, exceeding 12% in a single deep station. These percentages account a Conservation Index ranging, on average, between 0.91 ± 0.04 and 1.0 in shallow stations, and between 0.86 ± 0.02 and 0.98 ± 0.01 in deep ones. Overall, 240 boats were recorded during the monitoring period; medium-sized (40% less than 12 m) and medium-large boats (57% over 12 m) prevailed; only 2% of the observed boats was longer than 20 meters. The number of boats per day in the five areas varied from 0 to 19, while the average number per day ranged from 0 to 6.4 ± 1.0 ; the highest values correspond to the most northern area, the most sheltered from the dominant winds.

Conclusions - Both shoot density and cover indicate good conditions for *P. oceanica* meadows throughout the investigated SCI areas; mean density indicates equilibrium conditions in all areas, with normal values according to Pergent *et al.* (1995); CI is everywhere higher than 0.70, which is the threshold value indicated by Montefalcone (2009) to discriminate meadows with a satisfactory conservation status from threatened ones. On the other hand, the whole area is lacking any apparent source of human disturbance able to produce detrimental effects on the meadows. Also, the mechanical disturbance from anchoring was negligible with a daily frequency of recreational boats quite lower than those recorded in other areas of Sardinia: more than 20 per day at the Sinis Peninsula - Mal di Ventre Island MPA (Massaro G., personal communication); more than 50 per day at the Capo Carbonara MPA (Frau F., personal communication). Results indicate that, at present, measures aimed at the regulation of recreational boating by means of mooring systems do not seem strictly necessary. Moreover, they suggest that a periodical annual monitoring of *P. oceanica* meadows and boat frequentation is useful to get a database on long-term habitat changes and to ensure that any increase in boat traffic does not represent a future threat to the conservation status of the meadows.

References

- BIANCHI C.N., PRONZATO R., CATTANEO-VIETTI R., BENEDETTI CECCHI L., MORRI C., PANSINI M., CHEMELLO R., MILAZZO M., FRASCHETTI S., TERLIZZI A., PEIRANO A., SALVATI E., BENZONI F., CALCINAI B., CERRANO C., BAVESTRELLO G. (2004) - Hard bottoms. *Biol. Mar. Mediterr.*, **11** (Suppl. 1): 185-215.
- BUIA M.C., GAMBI M.C., DAPPIANO M. (2004) - Seagrass systems. *Biol. Mar. Mediterr.*, **11** (Suppl. 1): 133-183.
- FRANCOUR P., GANTEAUME A., POULAIN M. (1999) - Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in Port-Cros National Park (North-western Mediterranean Sea). *Aquat. Conserv.*, **9**: 391-400.
- MILAZZO M., BADALAMENTI F., CECCHERELLI G., CHEMELLO R. (2004) - Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a Marine Protected Area (Italy, Western Mediterranean): effects of anchor types in different anchoring stages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **299**: 51-62.
- MONTEFALCONE M. (2009) - Ecosystem health assessment using the seagrass *Posidonia oceanica*: a review. *Ecol. Indic.*, **9**: 595-604.
- 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. Pollut. Bull.*, **54**: 206-213.
- 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**: 3-27.

C. MICHELI, F. BORFECCHIA¹, A. BELMONTE, L. DE CECCO¹, S. MARTINI¹,
S. COGNETTI DE MARTIS², V. GNISCI², F.M. CARLI², V. PIERMATTEI², M. MARCELLI²

Enea Agenzia Nazionale per le nuove Tecnologie, l'Energia e lo Sviluppo Economico sostenibile,
Unità Tecnica Fonti Rinnovabili, Lab. Biomassa & Bioenergie, Centro Ricerche Casaccia,
C.P. 2400 - 00100 Roma, Italia.

carla.micheli@enea.it

¹Unità Tecnica Energia e Modelli ambientali, Lab. Osservazioni della terra ed Analisi di Laboratorio.

²Laboratorio di Oceanologia Sperimentale ed Ecologia Marina DEB, Università La Tuscia,
Molo Vespucci - 00053 Civitavecchia, Italia.

MAPPATURA DELLA PRATERIA DI *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE LUNGO LA COSTA DEL MAR TIRRENO

MAPPING POSIDONIA OCEANICA (L.) DELILE MEADOW ALONG THE TYRRHENIAN COAST

Abstract - During these last decades we explored several meadows of the *Posidonia oceanica* (L.) Delile along the Tyrrhenian coast. Recently our study is focused to develop newer and faster technologies for mapping *P. oceanica* meadows comparing innovative sensors and traditional techniques. Here *P. oceanica* meadow at Civitavecchia was studied comparing field and laboratory measures, these data were related to those obtained in the meadows of S. Marinella (Tyrrhenian) and Monterosso a Mare (Ligurian Sea).

Key-words: *Posidonia oceanica*, phenology, mapping, remote sensing, Tyrrhenian Sea.

Introduzione - Negli ultimi decenni sono stati avviati molti studi per la protezione del Mar Mediterraneo riguardanti il monitoraggio della costa, con l'obiettivo di comprendere meglio lo stato di salute degli ecosistemi. L'attenzione è stata incentrata in particolare modo sulla fanerogama marina *Posidonia oceanica* (L.) Delile, considerata una delle specie ed ecosistemi chiave del Mar Mediterraneo (Boudouresque *et al.*, 2012). In particolare molti ricercatori hanno sviluppato tecnologie sempre più innovative utilizzando questa fanerogama come "specie sentinella" allo scopo di monitorare gli ecosistemi costieri anche in relazione agli obiettivi inclusi nella direttiva quadro per la strategia marina (2008/56/CE). Recentemente, mediante tecniche di telerilevamento, sono state costruite mappe di distribuzione delle praterie di *P. oceanica* (Borfecchia *et al.*, 2010). Due siti sono stati esplorati: S. Marinella (Tirreno centrale) e Monterosso al Mare (Mar Ligure) rispettivamente dai sensori *WorldView2* e *Quick-Bird*. In particolare sono state costruite mappe di distribuzione delle praterie di *P. oceanica* utilizzando dati di campo inerenti alla fenologia delle piante, la densità e la biomassa, calibrati con dati di sensori iperspettrali. Nel presente studio abbiamo implementato la ricerca includendo il tratto della costa tirrenica centrale, vicino al porto di Civitavecchia, utilizzando il sensore aviotrasportato *Daedalus*, e mettendo in relazione i dati a quelli già ottenuti lungo il gradiente Mar Ligure -centro- Tirreno.

Materiali e metodi - Mediante SCUBA diving, ed utilizzando un disegno di campionamento gerarchico, sono state prelevate 5 piante di *P. oceanica*, in ciascun sito delle stazioni all'interno delle praterie di studio (Tab. 1). La densità dei fasci è stata calcolata con il protocollo di Pergent *et al.* (1995) consultando anche Buia *et al.* (2003). Successivamente, in laboratorio, è stata determinata la biometria di ogni pianta (numero, lunghezza e larghezza delle foglie) e la biomassa (peso secco/g) dopo essiccazione a 70 °C per 24 h. Limitatamente alla fascia costiera adiacente al porto di Civitavecchia, è stata effettuata la mappatura di *P. oceanica* applicando la

validità del sensore multi spettrale *Daedalus* con risoluzione di 12 bande che coprono il visibile ed il non (NIR, SWIR).

Risultati - I dati di fenologia, di biomassa e di densità ottenuti nella prateria di *P. oceanica* a Civitavecchia, sono stati confrontati con quelli ottenuti delle praterie di Monterosso e S. Marinella (Tab. 1). Tali parametri sono quindi stati successivamente utilizzati per la costruzione di mappe satellitari di distribuzione delle praterie di *P. oceanica* che possono essere utilizzate per il monitoraggio ambientale costiero.

Tab. 1 - Medie dei dati di fenologia, biomassa e densità delle piante campionate nelle praterie di: Monterosso (Mar Ligure), Civitavecchia e S. Marinella (Tirreno centrale).

Average data of phenology, biomass and density of the P. oceanica meadows: Monterosso (Ligurian Sea), Civitavecchia and S. Marinella (Central Tyrrhenian Sea).

Prateria	n° foglie ±DS	Larghezza foglie (cm)±DS	Lunghezza foglie (cm)±DS	Biomassa (peso secco/g)±DS	Densità assoluta n° ciuffi/m ² ±DS
Monterosso	6,32 ± 0,7	0,92 ± 0,11	53,57 ± 30,06	53,57 ± 30,06	259,72 ± 114,65
Civitavecchia	6,26 ± 1,3	0,95 ± 0,08	29,74 ± 17,15	29,74 ± 17,15	313,54 ± 114,21
S. Marinella	5,54 ± 0,6	0,99 ± 0,08	32,16 ± 7,32	32,16 ± 7,32	359,25 ± 106,22

Conclusioni - Le mappe di dati spaziali ottenute dai dati di distribuzione delle praterie di *P. oceanica* si sono rivelate uno strumento utile per lo svolgimento di progetti di monitoraggio ambientale e per il management sostenibile della zona costiera (Borfecchia *et al.*, 2010). In particolare i parametri fenologici della vegetazione (Tab. 1) sono indicatori di condizioni nel tempo che possono essere seguite con le tecniche di telerilevamento. Questi risultati riflettono le diverse caratteristiche dei siti in esame: in particolare i dati di lunghezza fogliare e biomassa riguardanti le praterie del Tirreno centrale, Civitavecchia e S. Marinella, mostrano una media significativamente più bassa rispetto a quella del sito di Monterosso (probabilmente dovuta alla collocazione di questa ultima prateria all'interno dell'Area Marina Protetta delle "Cinque Terre") dove le pressioni antropiche sono minori. Il dato di densità assoluta riferito alla prateria di Civitavecchia mostra un valore in linea con quello degli altri siti pur essendo presente un substrato prevalentemente roccioso. I dati fenologici raccolti rappresentano la base conoscitiva per lo sviluppo e la calibrazione di monitoraggio satellitare, a breve e a lungo termine, per lo studio dei cambiamenti e la gestione dei sistemi a *Posidonia*.

Bibliografia

- BORFECCHIA F., MICHELI C., DE CECCO L., MARTINI S., CERIOLA G., BOLLANOS S., VLACHOPOULOS G., VALIANTE L.M., FRESI E. (2010) - Il progetto SIMS (Seagrass Integrated Monitoring System) per il monitoraggio della *P. oceanica* nel Mediterraneo. *Atti 14^a ASITA* (Federazione Italiana Associazioni Scientifiche per le Informazioni Territoriali e Ambientali), Brescia 9-12 novembre 2010: 321-329.
- BOUDOURESQUE C.F., BERNARD G., BONHOMME P., CHARBONNEL E., DIVIACCO G., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., RUITTON S., TUNESI L. (2012) - *Protection and conservation of Posidonia oceanica meadows*. RAMOGE and RAC/SPA publisher, Tunis: 202 pp.
- BUÌA M.C., GAMBI M.C., DAPPIANO M. (2003) - I sistemi a fanerogame marine. *Biol. Mar. Mediterr.*, **10** (Suppl.): 145-198.
- 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: Etat des connaissances. *Mésogée*, **54**: 3-29.

L. BITTAU, V. GILIOLI, R. MANCONI

Dip. di Scienze della Natura e del Territorio (DIPNET), Università di Sassari,
Via Muroni, 25 - 07100 Sassari, Italia.
lukebit@inwind.it

DIVERSITÀ E DISTRIBUZIONE DEI CETACEI AL MARGINE SUD-ORIENTALE DEL SANTUARIO PELAGOS (SARDEGNA NORD-EST)

DIVERSITY AND DISTRIBUTION OF CETACEANS IN THE SOUTH-EASTERN BOUNDARY OF THE PELAGOS SANCTUARY (NORTH-EASTERN SARDINIA)

Abstract - This work aims to increase the information on cetaceans in the International Marine Park of the Strait of Bonifacio and central-western Tyrrhenian Sea. Visual surveys (29 days) were conducted all year-round, using both whale watching and dedicated vessels. A total of 151 sightings (5 species) were recorded on effort (1237 km). The cetacean ER values, together with the presence of newborns of all species and records of cryptic species (e.g. beaked whales) point out the special conservation interest of the study area supporting the proposal of an open sea SPAMI in the Tyrrhenian Sea.

Key-words: biodiversity, distribution, cetaceans, Bonifacio Strait, western-central Tyrrhenian Sea.

Introduzione - Le conoscenze sulla presenza di cetacei nel Tirreno centrale sono per lo più basate su transetti fissi lungo le rotte dei traghetti (Marini *et al.*, 1996; Arcangeli *et al.*, 2013). L'area di studio indagata, Bocche di Bonifacio e Mar Tirreno centro-occidentale, a cavallo del confine Sud-orientale del Santuario Pelagos, è particolarmente produttiva per fenomeni di *upwelling* (Astraldi e Gasparini, 1994) e comprende habitat di piattaforma, di scarpata continentale e pelagici, incluso il Canyon di Caprera, un probabile *hot spot* di cetacei (Bittau e Manconi, 2011; Bittau *et al.*, 2012). A seguito del progetto pilota del 2010, questo studio mira ad incrementare il *dataset* sui cetacei sia nell'area interna che a Est del Parco Marino Internazionale delle Bocche di Bonifacio, grazie alle osservazioni raccolte nel 2011-12, al fine di valutare presenza/assenza e diversità dei cetacei.

Materiali e metodi - Sono stati effettuati campionamenti visuali a 8-40 miglia nautiche a Nord-Est di Capo Ferro (Sardegna Nord-Est) durante 29 giornate (gennaio 2011-gennaio 2012), applicando il medesimo protocollo sia con imbarcazioni dedicate per indagini sistematiche, sia su piattaforme opportunistiche (*whale watching*). Il campionamento *on-effort* è stato eseguito in condizioni favorevoli, secondo protocollo: $\pm 30^\circ$ da alba e tramonto, vento ≤ 3 *Beaufort*, velocità $\leq 7-11$ nodi = 13-20 km/h, visibilità ≥ 5 Km, con almeno tre osservatori esperti. È stata coperta un'area di ca. 2233 km², per un totale di 100,45 h navigate *on-effort*. Come sforzo di campionamento è stata considerata la lunghezza della rotta percorsa *on-effort*, pari a 1237 km. Il tasso di incontro (*Encounter Rate*, ER) è stato calcolato come numero di avvistamenti/100 km percorsi *on-effort*. I dati di presenza/assenza sono basati su avvistamenti *off-effort* e *on-effort*. I dati di presenza hanno anche riguardato grandi cetacei, avvistati *off-effort* nell'area costiera dell'Arcipelago di La Maddalena e in generale dello Stretto di Bonifacio (gennaio 2010 - novembre 2012).

Risultati - A Nord-Est di Capo Ferro, sono state effettuate in tutto 175 osservazioni di 6 specie di cetacei, di cui 151 *on-effort* relative a 5 specie (Tab. 1). I valori di ER hanno evidenziato, come previsto, forti variazioni stagionali. Sono stati osservati piccoli in gruppi di tutte le specie, fra cui un neonato di *Ziphius cavirostris* caratterizzato da

pieghe fetali (agosto 2011). Sebbene la maggior parte degli avvistamenti corrisponda alla scarpata, 13 osservazioni di *Balaenoptera physalus*, 1 di *Physeter macrocephalus* e tutte le osservazioni di *Tursiops truncatus* sono avvenute sulla piattaforma continentale.

Tab. 1 - Dati di avvistamento ed ER a N-E di Capo Ferro.

Sightings and ER values North-East of Capo Ferro, Sardinia.

Specie	Avv. tot. 2011-2012	%	Avv. on-effort 2011-2012	ER
<i>Stenella coeruleoalba</i>	104	59,43	95	7,68
<i>Balaenoptera physalus</i>	52	29,71	44	3,56
<i>Ziphius cavirostris</i>	9	5,14	9	0,73
<i>Grampus griseus</i>	2	1,14	2	0,16
<i>Tursiops truncatus</i>	7	4,00	1	0,08
<i>Physeter macrocephalus</i>	1	0,57	-	-
Tot.	175		151	12,21

Nell'area delle Bocche di Bonifacio, in acque <100 m di profondità, tra gennaio 2010 e novembre 2012, sono state effettuate 18 osservazioni *off-effort* (14 ind.) di *B. physalus* ed una *off-effort* (1 ind.) di *P. macrocephalus*.

Conclusioni - Gli ER di 5 specie e i dati di presenza rafforzano l'ipotesi che l'area di mare aperto studiata sia un *hotspot* di cetacei (Bittau e Manconi, 2011; Bittau *et al.*, 2012). Si ipotizza che l'alta frequenza di avvistamenti nel Tirreno centro-occidentale e la presenza occasionale di *B. physalus* e *P. macrocephalus* nelle acque della piattaforma continentale sardo-corsa siano indicatori di percorsi preferenziali attraverso le Bocche di Bonifacio e lungo le coste orientali di Sardegna e Corsica. Gli ER di *B. physalus* e di *Z. cavirostris* e la presenza di piccoli di tutte le specie consolidano la proposta di creare una ASPIM (Area Speciale Protetta di Importanza Mediterranea) nel Mar Tirreno, in accordo con RAC/SPA e Protocollo SPA/BIO (Barcellona) (UNEP MAP, 2010).

Ringraziamenti: Si ringrazia Orso Diving (Poltu Quatu, Arzachena).

Bibliografia

- ARCANGELI A., MARINI L., CROSTI R. (2013) - Changes in cetacean presence, relative abundance and distribution over 20 years along a trans-regional fixed line transect in the Central Tyrrhenian Sea. *Mar. Ecol.*, **34**: 112-121.
- ASTRALDI M., GASPARINI G.P. (1994) - The seasonal characteristics of the circulation in the Tyrrhenian Sea. In: La Violette P.E. (ed), *Seasonal and interannual variability of the Western Mediterranean Sea*. American Geophysical Union, Washington: 115-134.
- BITTAU L., MANCONI R. (2011) - Il Canyon di Caprera: un *hot spot* di cetacei nel Mar Tirreno centrale? *Biol. Mar. Mediterr.*, **18** (1): 332-333.
- BITTAU L., MOULINS A., GILIOLI V., MANCONI R. (2012) - First survey off International Marine Park of the Strait of Bonifacio (NE-Sardinia, W-Mediterranean Sea): implications for large and medium cetacean conservation. 26th European Cetacean Society Conference, March 2012, Galway, Ireland.
- MARINI L., CONSIGLIO C., ANGRADI A.M., CATALANO B., SANNA A., VALENTINI T., FINOIA M.G., VILLETTI G. (1996) - Distribution, abundance and seasonality of cetaceans sighted during scheduled ferry crossings in the central Tyrrhenian Sea: 1989-1992. *Ital. J. Zool.*, **63**: 381-388.
- UNEP MAP (2010) - *Report of the extraordinary meeting of the focal points for SPAs. Istanbul, Turkey, 1 June 2010*. ENEP(DEPI)/MED WG.348/5: 23 pp.

Ricerche finanziate dal Parco Nazionale dell'Arcipelago di La Maddalena, RAC/SPA e Fondazione Banco di Sardegna.

G. BOLDROCCHI, G. BUFFA, F. FILICIOTTO, V. DISTEFANO,
V. MACARRONE, A. BELLANTE, G. BUSCAINO

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, U.O. di Capo Granitola, Consiglio Nazionale delle Ricerche,
Via del Faro, 3 - 91021 Granitola (TP), Italia.
giuseppa.buscaino@cnr.it

PRESENZA DI *TURSIOPS TRUNCATUS*
LUNGO LA FASCIA COSTIERA
DELLA SICILIA SUD-OCCIDENTALE

PRESENCE OF TURSIOPS TRUNCATUS
IN THE COASTAL WATERS OF SOUTH-WESTERN SICILY

Abstract - In the Mediterranean Sea relatively little is yet known about *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) (Cetacea: Delphinidae) that inhabits this basin. From 2004 to 2012, 67 surveys have been carried out in the waters surrounding Capo Granitola in order to provide baseline information on the bottlenose dolphin ecology. Using the photo-ID technique we identified 94 specimens, 40 of which have been sighted more than one time, and assessed a total number of 135 specimens. Bottlenose dolphin groups were constituted by $5,2 \pm 3,1$ individuals. The analysis of results show: a) high level of interaction with fishing activities, with by-catch events, and b) the importance of the area for bottlenose dolphins conservation.

Key-words: *Tursiops truncatus*, population density, interactions, fishing gear.

Introduzione - Per quanto *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) sia tra gli odontoceti più studiati nel Mar Mediterraneo, la maggior parte delle ricerche ha interessato zone relativamente ristrette, lasciando grandi aree ancora inesplorate (Bearzi *et al.*, 2008). Nel Canale di Sicilia, le conoscenze a riguardo sono particolarmente scarse: oltre ai dati relativi a spiaggiamenti lungo le coste (Pavan *et al.*, 2012) e all'interazione pescadelfini (Buscaino *et al.*, 2009), esistono pochissimi studi sulla presenza di delfinidi (Bellante *et al.*, 2007). Questo lavoro riporta i risultati preliminari delle analisi riguardanti l'abbondanza e la fedeltà al sito di una popolazione di *T. truncatus* presente nella zona nord-occidentale del Canale di Sicilia.

Materiali e metodi - La raccolta dati è stata eseguita in un'area compresa tra Capo Feto e Capo San Marco (Sicilia Sud-Occidentale), dalla linea di costa fino a circa 40 km, per un totale di circa 1500 Km². I survey in mare (n=67, durata media $3,52 \pm 0,05$) sono stati condotti nel periodo 2004-2007 e 2011-2012, con un'imbarcazione di 7,4 m, in condizioni di mare calmo (0-2 scala Beaufort) e buona visibilità. Per ogni survey sono state acquisite le tracce GPS, le coordinate e l'orario d'inizio e fine avvistamento, informazioni circa l'interazione con attrezzi da pesca (il gruppo segue e si mantiene ad una distanza costante dall'attrezzo da pesca trainato: strascico o volante), è stata identificata la specie, la numerosità e la composizione dei gruppi avvistati, le foto delle pinne dorsali. Per l'individuazione dei singoli individui è stato adottato il metodo della foto-identificazione della pinna dorsale (Würsig e Jefferson, 1990). In totale sono state realizzate 8700 foto, di cui 250 inserite nel catalogo virtuale implementato con il software Darwin Photo ID (Eckerd Collage). La stima d'abbondanza della popolazione di tursiope è stata calcolata considerando il primo avvistamento come un evento di cattura (Mark) e gli avvistamenti successivi come ricatture (Recapture) e applicando il seguente algoritmo:

$$N = \frac{\sum_{t=1}^S (C_t M_t^2)}{\sum_{t=1}^S R_t M_t} \quad \text{Schumacher e Eschmeyer (1943)}$$

dove, N è la stima del numero totale di individui, C è il numero di individui catturati nel survey t-esimo, M è il numero di individui marcati sino al survey t-esimo, R è il numero di individui ricatturati nel survey t-esimo.

Risultati - Nei 67 survey sono stati avvistati 68 gruppi di Cetacei (n=59 *T. truncatus*, n=4 *Delphinus delphis*, n=3 *Stenella coeruleoalba*, n=1 *Balaenoptera physalus*, n=1 *Balaenoptera acutorostrata*). Sono stati osservati 308 esemplari di tursiope, di cui 94 foto-identificati. Il 57% (n=54) degli individui sono stati identificati (marcati) e mai più “ricatturati”, il 25% (n=23) sono stati “ricatturati” 1 volta, l’11% (n=10) 2 volte, il 5% (n=5) 3 volte, 1% (n=1) 4 e 5 volte. La dimensione dei gruppi (n=59) è variata da 1 a 13 esemplari con una media di $5,2 \pm 3,1$. La popolazione media di tursiopi è stata stimata in 135 esemplari (95% c.i.=108-179). Il 72% dei gruppi di tursiopi è stato osservato a poche centinaia di metri dalla poppa di pescherecci a strascico e a volante (con la morte di due esemplari, un adulto e un giovane, per cattura accidentale con pesca a volante).

Conclusioni - Con la foto-ID è stato possibile produrre un catalogo contenente 94 esemplari, osservare un certo grado di fedeltà all’area di studio da parte dei 40 tursiopi riavvistati, e stimare una popolazione media di 135 individui. La ridotta dimensione dei gruppi e l’alta percentuale (78%) di gruppi formati da meno di 7 esemplari, lasciano supporre che questa popolazione sia formata da piccole unità. I risultati preliminari evidenziano: a) un’elevata interazione con le attività di pesca e b) l’importanza dell’area per la conservazione della specie.

Bibliografia

- BEARZI G., FORTUNA C.M., REEVES R.R. (2008) - Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mamm. Rev.*, **39** (2): 92-123.
- BELLANTE A., BUSCAINO G., BUFFA G., GENOVESE S., BONANNO A., PATTI B., MAZZOLA S. (2007) - Report on the sightings of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in coastal waters of south-western Sicily during surveys carried out between 2003 and 2006. 21st Conference of European Cetacean Society. San Sebastian, Spain 22-25 April 2007.
- BUSCAINO G., BUFFA G., SARÀ G., BELLANTE A., TONELLO A.J. JR., SLIVA HARDT F.A., JUSSARA CREMER M., BONANNO A., CUTTITTA A., MAZZOLA S. (2009) - Pinger affects efficiency and damages of bottom gill nets by bottlenose dolphins. *Fish. Sci.*, **75** (3): 537-544.
- PAVAN G., PODESTÀ M., BERNUZZI E. (2012) - Monitoraggio degli spiaggiamenti di Cetacei lungo le coste italiane. Banca dati disponibile on line su <http://mammiferimarini.unipv.it/>
- SCHUMACHER F.X., ESCHMEYER R.W. (1943) - The estimation of fish population in lakes and ponds. *J. Tennessee Acad. Sc.*, **18**: 228-249.
- WÜRSIG B., JEFFERSON T.A. (1990) - Methods of photo-identification for small cetaceans. *Rep. Int. Whal. Com.*, **12**: 43-52.

P. CARBONARA, L. CASCIARO, P. GAUDIO, M. PALMISANO, W. ZUPA, M.T. SPEDICATO

COISPA Stazione sperimentale per lo studio delle risorse del mare,
Via dei Trulli, 18/20 - 70126 Bari, Italia.
carbonara@coispa.it

REPRODUCTIVE CYCLE AND LENGTH AT FIRST MATURITY OF *SQUILLA MANTIS* IN THE CENTRAL-WESTERN MEDITERRANEAN

CICLO RIPRODUTTIVO E TAGLIA DI PRIMA MATURITÀ DI SQUILLA MANTIS NEL MEDITERRANEO CENTRO-OCCIDENTALE

Abstract - Data of commercial landings collected during 2009-2011 in the central-southern Tyrrhenian (GSA 10), South Adriatic (GSA 18) and western Ionian (GSA 19) seas were used to estimate the length at first maturity (Carapace length, mm) for females of *Squilla mantis* (Linnaeus, 1758) (Crustacea: Stomatopoda): 19.6 ± 0.1 (GSA 10); 21.1 ± 0.13 (GSA 18); 20.3 ± 0.16 (GSA 19), after tuning of the maturity scale. The analysis of the maturity cycle in the studied areas indicated that the reproduction period is wide with a peak in the winter-early spring months.

Key-words: *Squilla mantis*, reproduction, southern Adriatic, central-southern Tyrrhenian, western Ionian.

Introduction - The spot-tail mantis shrimp, *Squilla mantis* (L., 1758) is distributed in all the Mediterranean Sea and in the Atlantic Ocean from the Gulf of Cadiz to the Angolan coasts. *S. mantis* lives on fine-sand and muddy substrates of the continental shelf and it is very abundant in the proximity of river mouths (Maynou *et al.*, 2004). Along the Italian coasts the fishery of spot-tail mantis shrimp is rather important, depending on the area, and represents about 3% of the total annual landings (IREPA, 2012). The aim of this study is to elucidate the maturity cycle and estimate the size at first maturity of the species in the central-southern Tyrrhenian (GSA 10), South Adriatic (GSA 18) and western Ionian seas (GSA 19).

Materials and methods - Monthly samples (years: 2009-2011) of spot-tail mantis shrimp were obtained from commercial landings (biological sampling from Data Collection Framework, EU Reg. 199/2008) for the GSA 10, 18 and 19. Carapace length (CL) to the nearest 1 mm was measured and sex recorded. To assess the maturity stages the scale proposed by Froglià (1996) was finely tuned and modified as reported in the Tab. 1. The length at first maturity (L_{m50}) and the maturity range ($MR = L_{m75} - L_{m25}$) were estimated for females using the following ogive model: $M(L) = e(a+bL) / (1 + e(a+bL))$; where $M(L)$ is the proportion of the specimens maturing or mature (stage 2c and 2d) respect to the immature virgin (stage 1); L is the length class. Binomial generalized linear models (GLMs) with logistic link has been used to model the proportion of adult individuals on the length, as independent variable.

Results - The monthly percentages of female maturity stages for the three GSA are shown in Fig. 1. Despite the lack of samples in some months, due to sampling constraints, the same pattern is observed in the three areas with a reproductive period extending from October to June with a peak during the coldest months (winter-early spring). L_{m50} (\pm s.e.), and MR (\pm s.e.) for GSA 10, 18 and 19 are respectively: 19.6 mm (± 0.10), 1.28 (± 0.17); 21.1 (± 0.13), 1.08 (± 0.14); 20.3 (± 0.16), 1.08 (± 0.21).

Conclusions - The reproduction period observed in the studied areas, with a peak in the winter-early spring, is comparable with the findings in other Mediterranean

areas (Maynou *et al.*, 2004; Mili *et al.*, 2011). The lengths at first maturity estimated in the three GSAs are slightly different each other and in the range of the values reported by Maynou *et al.* (2004) for the other Mediterranean areas. These small differences might be ascribed to different estimation methods as well to possible differences of environmental conditions in far geographic locations (Mili *et al.*, 2011).

Tab. 1 - Maturity scale utilized in this study compared with the one reported by Frogli (1996).
Scala di maturità utilizzata in questo studio comparata con quella riportata da Frogli (1996).

Present study		Frogli (1996)	
0	UNDETERMINED		
1	IMMATURE VIRGIN: ovaries filamentous and hyaline; 6 th -8 th sternites hyaline	0	IMMATURE ovaries filamentous and hyaline; 6 th -8 th sternites hyaline
2a	VIRGIN DEVELOPING: narrow yellow ovaries sometimes filamentous and with brown dots (chromatophores), 6 th -8 th sternite hyaline	2	EARLY MATURATION narrow yellow ovaries, 6 th -8 th sternites whitish
2b	RECOVERING: narrow yellow ovaries sometimes filamentous with evident brown dots (chromatophores) 6 th -8 th sternites whitish.		
2c	MATURING OR ALMOST MATURE: yellow ovaries extending up to half of abdomen width, not visible through cuticle on the ventral side of telson, 6 th -8 th sternite white	3	MATURATION yellow ovaries extending up to half of abdomen width, not visible through cuticle on the ventral side of telson, 6 th -8 th sternites white.
2d	MATURE: yellow ovaries extending over half abdomen width, visible through cuticle on the ventral side of telson, 6 th -8 th sternite milky white	4	RIPE yellow ovaries extending over half abdominal width, visible through cuticle on the ventral side of telson, 6 th -8 th sternites milky white.
2e	RESTING ADULT: filamentous hyaline ovaries with evident brown dots (chromatophores), sometime still yellow or with few yellow dots. In this case the ovaries appear flaccid and shrunken. The 6 th -8 th sternite hyaline or still white.	1	QUIESCENT filamentous ovaries with evident brown dots (chromatophores), 6 th -8 th sternites hyaline
		5	SPENT similar to quiescent ovaries, sometime with few yellow dots, but 6 th -8 th sternites still white.

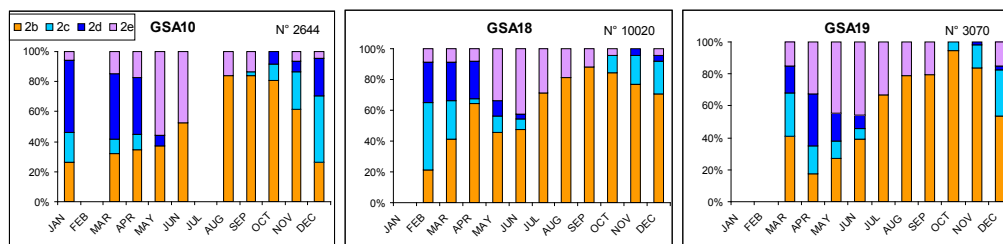


Fig. 1 - Monthly percentage of female maturity stages in the GSA 10, 18 and 19.
Percentuali mensili degli stadi di maturità femminili nella GSA 10, 18 e 19.

References

- FROGLIA C. (1996) - *Growth and behaviour of Squilla mantis (mantis shrimp) in the Adriatic Sea.* (EU STUDY DG XIV/MED/93/016). Final Report.
- IREPA (2012) - *Osservatorio economico sulle strutture produttive della pesca marittima in Italia 2011.* Edizioni Scientifiche Italiane, Napoli: 252 pp.
- MAYNOU F., ABELLÓ P., SARTOR P. (2004) - A review of the fishery biology of the mantis shrimp, *Squilla mantis* (L., 1758) (Stomatopoda, Squillidae) in the Mediterranean. *Crustaceana*, 77 (9): 1081-1100.
- MILI S., BOURIGA N., MISSAOUI H., JARBOUI O. (2011) - Morphometric, reproductive parameters and seasonal variations in fatty acid composition of the mantis shrimp *Squilla mantis* (Crustacea: Stomatopoda) in the Gulf of Gabes (Tunisia). *J. Life Sci.*, 5: 1058-1071.

R. CARLUCCI, P. VASSALLO*, P. MAIORANO, C. PAOLI*, L. SION, G. D'ONGHIA

Dipartimento di Biologia, Università di Bari "Aldo Moro", Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italy.
roberto.carlucci@uniba.it

*Dip. di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita, Università di Genova,
C.so Europa, 26 - 16132 Genova, Italy.

THE KEYSTONE SPECIES IN THE DEMERSAL COMMUNITY FROM THE SANTA MARIA DI LEUCA COLD-WATER PROVINCE (MEDITERRANEAN SEA)

LE SPECIE CHIAVE NELLA COMUNITÀ DEMERSALE DELLA PROVINCIA A CORALLI DI SANTA MARIA DI LEUCA (MAR MEDITERRANEO)

Abstract - The keystone species influencing the trophic flows within the demersal community in the Santa Maria di Leuca cold-water province were identified. A top-down control of large size fishes as *G. melastomus*, *L. budegassa*, *C. conger* and *C. granulosus* was detected through their total negative impact on the other species within the investigated system. In addition, some invertebrates such as *P. martia*, *A. foliacea*, *P. longirostris* and *I. coindetii* seem to have an important role in the benthopelagic trophic web.

Key-words: keystone species, demersal community, ecopath, cold-water coral province, Northern Ionian Sea.

Introduction - The trophic flows within the demersal community from the Santa Maria di Leuca (SML) cold-water coral (CWC) province in the Northern Ionian Sea were analyzed. The identification of keystone species, derived from the Mixed Trophic Impact (MTI) analysis (Ulanowicz and Puccia, 1990), was carried out highlighting those species with relatively low biomass but playing a structuring role in the ecosystem (Power *et al.*, 1996).

Materials and methods - Data were collected during 12 experimental fishing surveys carried out in the Northern Ionian Sea from 2005 to 2010. The long-line (APLABES 2005; CoralFISH 2010) and the bottom trawl net (APLABES 2005; GRUND 2005, 2006, 2008; MEDITS 2005-2010) were employed during those surveys providing different data input arranged in a set of 14 simulation networks performed with Ecopath 5.0 software. A total of 18 Cephalopods, 41 Crustaceans, 14 Chondrichthyes and 82 Osteichthyes were included in the ecological model describing the SML demersal community distributed in the CWC province between 101 and 799 m of depth. The identification of keystone species was derived by plotting the relative overall effect (ϵ_i), calculated from the Mixed Trophic Impact (MTI), against the keystoneity (KS_i) according the method proposed in Libralato *et al.* (2006). The MTI analysis was carried out for each simulation in order to rank the species more influencing, both positively or negatively, the biomass of the others in the trophic web. The overall effect (ϵ_i) is described as:

$$\epsilon_i = \sqrt{\sum_{j=1}^n m_{ij}^2}$$

where m_{ij} is calculated from the MTI analysis as the product of all net impacts for all the possible pathways in the food web linking prey i and predators j . The keystoneity (KS_i) of a functional group is calculated as:

$$KS_i = \log \left[\epsilon_i \left(1 - \frac{B_i}{B_{tot}} \right) \right]$$

where B_i is the biomass of the species i and B_{tot} the total biomass of the food web.

Results - MTI analysis provided a quantification of the negative impact that a hypothetical increase in the biomass of a species would produce on the other species in the system. During longline surveys (APLABES and CoralFISH), the highest total negative impact was due to *Galeus melastomus*, *Centrophorus granulosus*, *Conger conger*, *Helicolenus dactylopterus* and *Merluccius merluccius*. During the trawl surveys GRUND and MEDITS *G. melastomus*, *Lophius budegassa* and *Phycis blennoides* showed the highest total negative impacts together with *Aristaeomorpha foliacea*, *Parapenaeus longirostris*, *Plesionika martia* and *Illex coindetii*. Starting from MTI analysis results, keystone species were identified as those having both low biomass proportions within the ecosystem and high overall effects. The more frequent keystone species were *G. melastomus*, *C. granulosus*, *L. budegassa*, and *C. conger* together with *P. martia*, *P. longirostris* and *I. coindetii*.

Conclusions - A top-down control of high trophic level fishes such as *G. melastomus*, *L. budegassa*, *C. conger* and *C. granulosus* seems to occur in the investigated demersal community. This is mainly due to the wide range of possible preys in their diet and to their relative high abundance in the SML coral area where a lower fishing pressure was observed (D'Onghia *et al.*, 2010, 2012). Some invertebrate species such as *P. martia*, *A. foliacea*, *P. longirostris* and *I. coindetii* seem to have an important role in the benthopelagic trophic web.

References

- D'ONGHIA G., MAIORANO P., CARLUCCI R., CAPEZZUTO F., CARLUCCIO A., TURSI A., SION L. (2012) - Comparing deep-sea fish fauna between coral and non-coral "megahabitats" in the Santa Maria di Leuca cold-water coral province (Mediterranean Sea). *PLoS ONE*, **7** (9). doi: 10.1371/journal.pone.0044509.
- D'ONGHIA G., MAIORANO P., SION L., GIOVE A., CAPEZZUTO F., CARLUCCI R., TURSI A. (2010) - Effects of deep-water coral banks on the abundance and size structure of the megafauna in the Mediterranean Sea. *Deep Sea Res. Pt II*, **57**: 397-411.
- LIBRALATO S., CHRISTENSEN V., PAULY D. (2006) - A method for identifying keystone species in food web models. *Ecol. Model.*, **195** (3-4): 153-171.
- POWER M.E., TILMAN D., ESTES J.A., MENGE B.A., BOND W.J., MILLS L.S., GRETCHEN D., CASTILLA J.C., LUBCHENCO J., PAINE R.T. (1996) - Challenges in the quest for keystones. *BioScience*, **46**: 609-620.
- ULANOWICZ R.E., PUCCIA C.J. (1990) - Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses*, **5**: 7-16.

C. CIMMINO, A. FRANCO, G. RELINI

Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Università di Genova,
Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
biolmar@unige.it

OSTEITTI DI AMBIENTI ROCCIOSI PROTETTI NELLE BARRIERE ARTIFICIALI DELLA LIGURIA

BONY FISH OF ROCKY PROTECTED AREAS PRESENT ON LIGURIAN ARTIFICIAL REEFS

Abstract - The sixty six species of bony fish monitored by visual census in four artificial reefs of Liguria are compared with those censused in some MPAs of the NW Mediterranean Sea.

Key-words: fishes, artificial reef, visual census, Mediterranean Sea.

Introduzione - Scopo della presente nota è di evidenziare le specie ittiche censite nelle principali barriere artificiali (ARs) liguri che sono comuni con le zone rocciose di alcune aree marine protette (AMP). Vengono considerati soltanto i dati raccolti con il censimento visuale da parte di subacquei perché maggiormente rappresentativi dei popolamenti ittici legati alle ARs. Nel Mediterraneo nord-occidentale la letteratura sui visual census di ambienti rocciosi, in particolare AMP, è piuttosto ampia ma per motivi di spazio ci siamo limitati ad alcuni lavori inerenti le AMP liguri e di alcune località della Sardegna, oltre a Port-Cros (Francia) e ad una sintesi relativa a 15 AMP italiane.

Materiali e metodi - I dati sui pesci delle ARs derivano dai censimenti visuali diurni condotti tra il 1989 e il 2005 a Loano, Lavagna, Alassio e Sanremo (Relini *et al.*, 2007). Per i dati relativi alle AMP sono state considerate solo le specie tipiche di substrato roccioso.

Risultati - Nelle 4 ARs liguri sono stati censiti in totale 66 taxa, di cui 61 specie (Tab. 1); di queste, 9 specie non sono elencate tra i pesci delle AMP considerate, si tratta di specie occasionali alcune osservate una sola volta. *Spicara flexuosa* viene considerata specie valida ed aggiunta negli elenchi in cui sono riportate *S. maena* e *S. smaris*. Alle Cinque Terre (Tunesi *et al.*, 2006) su 48 taxa censiti tra 0 e 30 m, 40 sono presenti nelle ARs (Tab. 1). A Portofino (Tunesi e Molinari, 2005) su 89 taxa di substrato duro, 54 si rinvenivano anche nelle ARs. A Tavolara - Punta Coda Cavallo (Di Franco *et al.*, 2009) sono 27 le specie comuni su 29 censite nella AMP. All'Arcipelago della Maddalena (Tunesi e Salvati, 2002) sono 44 i taxa comuni su 56. All'Asinara (Tunesi *et al.*, 2001) 44 su 58. A Port-Cros (Harmelin, 1987) 41 su 47. Infine, da Guidetti *et al.* (2008), che esaminano l'effetto della protezione sui pesci in 15 AMP italiane, risulta che su 39 taxa censiti 33 sono presenti nelle ARs liguri.

Conclusioni - La percentuale dei taxa delle ARs presenti nelle AMP considerate varia dal 60% di Portofino, al 87% di Port-Cros, al 93% di Tavolara, mentre il confronto con le 15 AMP porta a 84% il numero dei taxa in comune. Le maggiori differenze riscontrate con le AMP di Portofino, Asinara e Maddalena potrebbero essere in relazione al censimento eseguito anche nella fascia tra 0 e 12 m di profondità e alla maggiore presenza di specie piccole e criptiche. Le famiglie con il maggior numero di specie sono gli Sparidi ed i Labridi seguite dai Blennidi, sia nelle ARs che nelle AMP.

Tab. 1 - Lista degli Osteitti delle ARs liguri censiti anche a Portofino (P), Cinque Terre (5), Tavolara - Punta Coda Cavallo (T), Asinara (A), Port-Cros (C), Maddalena (M) ed in 15 AMP (O).

Bony fish list of ligurian ARs censused at Portofino (P), Cinque Terre (5), Tavolara - Punta Coda Cavallo (T), Asinara (A), Port-Cros (C), Maddalena (M) and in 15 MPAs (O).

Species	O	P	5	T	A	C	M	Species	O	P	5	T	A	C	M
<i>Anthias anthias</i> (Linnaeus, 1758)		P			A		M	<i>Ophisurus serpens</i> (Linnaeus, 1758)							
<i>Apogon imberbis</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5		A	C	<i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1827)		P					M
<i>Balistes capricornis</i> (Gmelin) 1789								<i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758)		P					
Blenniidae		O						<i>Pagellus</i> sp.							
<i>Blennius ocellaris</i> Linnaeus, 1758								<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5			M
<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5	T	A	C	<i>Parablennius gattorugine</i> (Linnaeus, 1758)			P			A	C
<i>Chromis chromis</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5	T	A	C	<i>Parablennius incognitus</i> (Bath, 1968)			P	5		A	
<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)			P	5		A	C	<i>Parablennius rouxi</i> (Cocco, 1833)			P	5		A	C
<i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5		A	C	<i>Parablennius</i> sp.							
<i>Dentex dentex</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5	T	A	C	<i>Phycis phycis</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5			C
<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)		O	P		T			<i>Salaria basilisca</i> (Valenciennes, 1836)							
<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5	T	A	C	<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5	T	A	C
<i>Diplodus puntazzo</i> (Cetti, 1777)		O	P	5	T	A	C	<i>Sciaena umbra</i> Linnaeus, 1758		O	P	5	T	A	C
<i>Diplodus sargus sargus</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5	T	A	C	<i>Scorpaena notata</i> Rafinesque, 1810			P	5		A	C
<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)		O	P	5	T	A	C	<i>Scorpaena porcus</i> Linnaeus, 1758		O	P	5	T	A	C
<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)			P		A		M	<i>Scorpaena scrofa</i> Linnaeus, 1758		O	P	5	T		C
<i>Epinephelus caninus</i> (Valenciennes, 1843)								<i>Seriola dumerili</i> (Risso, 1810)		O	P	T	A	C	M
<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)		O	P	5	T	A	M	<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5	T	A	C
<i>Gobius cruentatus</i> Gmelin, 1789		P	5		A	C	M	<i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1766)			P				M
<i>Gobius geniporus</i> Valenciennes, 1837			P				M	<i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5	T	A	C
<i>Gobius niger</i> Linnaeus, 1758								<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758		O	P	5	T	A	C
<i>Gobius</i> sp.			P					<i>Spicara flexuosa</i> Rafinesque, 1810		O	P	5	T	A	C
<i>Labrus merula</i> Linnaeus, 1758		O	P	5	T	A	C	<i>Spicara maena</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5	T	A	C
<i>Labrus mixtus</i> Linnaeus, 1758			P		A	C		<i>Spicara smaris</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5	T	A	C
<i>Labrus viridis</i> Linnaeus, 1758		O	P	5	T	A	C	<i>Spondylisoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5	T	A	C
<i>Lithognathus mormyrus</i> (Linnaeus, 1758)			P		A			<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)			P	5		A	C
<i>Lophius piscatorius</i> Linnaeus, 1758								<i>Symphodus doderleini</i> Jordan, 1891			P	5		A	C
Mugilidae		O	P		A	C	M	<i>Symphodus mediterraneus</i> (Linnaeus, 1758)			P	5		A	C
<i>Mullus barbatus</i> Linnaeus, 1758			P					<i>Symphodus ocellatus</i> (Forsskål, 1775)			P	5		A	C
<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758		O	P	5	T	A	C	<i>Symphodus roissali</i> (Risso, 1810)			P	5		A	C
<i>Muraena helena</i> Linnaeus, 1758		O	P	5	T	A	C	<i>Symphodus rostratus</i> (Bloch, 1791)			P	5		A	C
<i>Myxeroperca rubra</i> (Bloch, 1793)								<i>Symphodus tinca</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5	T	A	C
<i>Oblada melanura</i> (Linnaeus, 1758)		O	P	5	T	A	C	<i>Umbrina cirrosa</i> (Linnaeus, 1758)							

Bibliografia

- DI FRANCO A., BUSSOTTI S., NAVONE A., PANZALIS P., GUIDETTI P. (2009) - Evaluating effects of total and partial restrictions to fishing on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **387**: 275-285.
- GUIDETTI P., MILAZZO M., BUSSOTTI S., MOLINARI A., MURENU M., PAIS A., SPANÒ N., BALZANO R., AGARDY T., BOERO F., CARRADA G., CATTANEO-VIETTI R., CAU A., CHEMELLO R., GRECO S., MANGANARO A., NOTARBARTOLO DI SCIARA G., RUSSO G.F., TUNESI L. (2008) - Italian marine reserve effectiveness: does enforcement matter? *Biol. Conserv.*, **141** (3): 699-709.
- HARME LIN J.G. (1987) - Structure et variabilité de ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc national de Port-Cros, France). *Mar. Ecol.*, **8** (3): 263-284.
- 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.
- TUNESI L., MOLINARI A. (2005) - Species richness and biogeographic outlines of the fish assemblage of the Portofino Marine Protected Area (Ligurian Sea). *Biol. Mar. Mediterr.*, **12** (1): 116-123.
- TUNESI L., MOLINARI A., SALVATI E. (2006) - Fish assemblage of the Marine Protected Area of Cinque Terre (NW Mediterranean Sea): first characterization and assessment by visual census. *Chem. Ecol.*, **22** (1): 245-253.
- TUNESI L., SALVATI E. (2002) - Study of the coastal ichthyofauna of the Archipelago of La Maddalena to support the zoning of the Marine Protected Area. *Biol. Mar. Mediterr.*, **9** (1): 710-713.
- TUNESI L., SALVATI E., LAURIANO G., MARIANI L. (2001) - Study of the coastal fish fauna of the Asinara Island to support the zoning of the Marine Protected Area. *Atti AIOL*, **14**: 189-198.

E. DE SABATA, S. CLÒ

MedSharks, Via Ruggero Fauro, 82 - 00197 Roma, Italy.
info@medsharks.org

SOME BREEDING SITES OF THE NURSEHOUND
(*SCYLIORHINUS STELLARIS*) (CHONDRICHTHYES,
SCYLIORHINIDAE) IN ITALIAN WATERS,
AS REPORTED BY DIVERS

ZONE DI RIPRODUZIONE DEL GATTOPARDO
(*SCYLIORHINUS STELLARIS*) (CHONDRICHTHYES,
SCYLIORHINIDAE) NEI MARI ITALIANI
SEGNALATE DAI SUBACQUEI

Abstract - The Mermaid's Purse project collects volunteer divers' reports of nursehound egg cases, *Scyliorhinus stellaris* (Linnaeus, 1758) (Chondrichthyes, Scyliorhinidae). Preliminary results of this ongoing study are presented here and identify some breeding areas of this species. This project is an example of citizen science as a valuable tool in providing information on species seldom caught by professional fishermen.

Key-words: *Scyliorhinus stellaris*, breeding sites, citizen science.

Introduction - The nursehound, *Scyliorhinus stellaris* (Linnaeus, 1758) is a medium sized catshark, living in the NE-East Atlantic and throughout the Mediterranean Sea. Presently there is no data on population size and breeding areas in the Mediterranean, where it is patchily distributed (Ellis *et al.*, 2009), seldom caught by professional fishermen (IREPA, unpublished data) and has drastically declined in some areas, with a -99% decrease in scientific trawl surveys in the Tyrrhenian Sea in the last 20 years (Ferretti *et al.*, 2005). This species lays large egg cases (10-14 cm), also called "mermaid's purse", that take 10-12 months to hatch in captivity (Capapé *et al.*, 2006). They are highly detectable underwater and a favourite sight with SCUBA divers. The Mermaid's Purse project (www.uovodigattuccio.it), launched in 2012, is collecting divers' sightings of nursehound egg cases in order to identify some of the as-yet unknown breeding areas of this species. Misidentification with *S. canicula* eggs can be ruled out, as this species lays smaller eggs (7-8 cm) at about 200 m of depth, thus beyond the range of scuba divers (Ellis *et al.*, 2009). On clear and easy targets volunteer divers can contribute much-needed information with direct observations, monitoring the marine environment on a scale that was previously impossible (Goffredo *et al.*, 2010).

Materials and methods - In this ongoing study, diving centre staff members from all Italian coastal regions are interviewed to record the presence of nursehound egg cases in local dive sites. Their observations are deemed reliable since they regularly dive the same sites for months and often years. Amateur divers are also invited to take part in the survey, but mainly for awareness reasons. Collected information includes dive site location, depth, habitat, number of eggs sighted and presence of live specimens. This project will continue over the next two years, extending interviews to technical divers regularly diving up to 90 meters of depth.

Results - This project received much attention within the diving community and was recently sponsored by the main dive training agencies: 123 records were collected in 6 months by diving centre staff (57%) and recreational divers (43%). Breeding areas

were reported in 9 out of 15 Italian coastal regions, including several dive sites in the Ligurian Sea (the Portofino promontory) and the Tuscan Archipelago (particularly in Elba, Giannutri and Argentario). The highest number of egg cases (estimated 5+ per dive site) was reported in the Gulf of Naples: in the Pontine Islands, Ischia, Procida, Capri and the Sorrento Peninsula. Off the northern Adriatic coast, mermaid's eggs were reported on the “tegnùe”, rocky reefs on the muddy seafloor off Venice (Fig. 1).

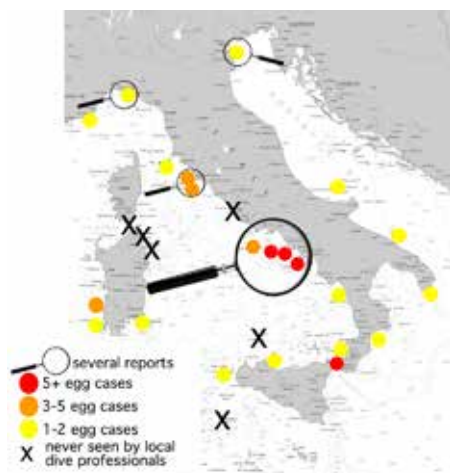


Fig. 1 - Nursehound breeding areas reported by divers and average number of eggs per dive site.

Zone di riproduzione del gattopardo segnalate dai subacquei e numero medio di uova avvistate per punto d'immersione.

Divers reported that egg cases are mostly laid in rocky habitats on *Paramuricea clavata*, but also on *Eunicella cavolini*, sponges, nets and wrecks, mostly between 30 to 50 m of depth, which also matches the limit of recreational SCUBA dives. Live specimens are seen 30% of the times on the same dive site, free swimming and/or in crevices; pictures provided by divers show both *S. stellaris* and *S. canicula*.

Conclusions - Recreational divers typically concentrate in specific areas and dive sites that are most pleasing, thus cannot provide a representative and homogeneous picture of wide areas, depths or habitats. Due to the uneven nature of sampling, areas highlighted in this project simply represent confirmed breeding areas of the nursehound. This project is another example on how citizen science can provide valuable information, especially for species that are rarely caught.

Acknowledgments: The authors would like to thank all divers taking part in this study; IREPA for landings data; the Save Ours Seas Foundation and A.DI.SUB. for their generous support.

References

- CAPAPÉ C., VERGNE Y., VIANET R., GUELORGET O., QUIGNARD J.P. (2006) - Biological observations on the nursehound, *Scyliorhinus stellaris* (Linnaeus, 1758) (Chondrichthyes: Scyliorhinidae) in captivity. *Acta Adriat.*, **47** (1): 29-36.
- ELLIS J., SERENA F., MANCUSI C., HAKA F., MOREY G., GUALLART J., SCHEMBRI T. (2009) - *Scyliorhinus stellaris*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2.
- FERRETTI F., MYERS R., SARTOR P., SERENA F. (2005) - Long Term Dynamics of the Chondrichthyan Fish Community in the Upper Tyrrhenian Sea. *ICES CM*, **25**: 1-34.
- GOFFREDO S., PENZA F., NERI P., ORLANDI A., GAGLIARDI M.S., VELARDI A., PICCINETTI C., ZACCANTI F. (2010) - Unite research with what citizens do for fun: “recreational monitoring” of marine biodiversity. *Ecol. Appl.*, **20**: 2170-2187.

E. DE SABATA¹, S. CLÒ^{1,3}, A. OLITA²

¹MedSharks, Via Ruggero Fauro, 82 - 00197 Roma, Italy.
info@squaloelefante.it

²CNR - IAMC, UOS di Oristano, Loc. Sa Mardini - 09170 Torregrande (OR), Italy.

³CTS - Centro Turistico Studentesco, Via Albalonga, 3 - 00183 Roma, Italy.

ON THE OCCURRENCE OF BASKING SHARKS (*CETORHINUS MAXIMUS*) IN SARDINIA IN RELATION TO OCEANOGRAPHIC VARIABLES

SULLA PRESENZA DELLO SQUALO ELEFANTE (CETORHINUS MAXIMUS) NEI MARI SARDI IN RELAZIONE A VARIABILI OCEANOGRAFICHE

Abstract - Sightings/captures of basking sharks (*Cetorhinus maximus*), (*Condriichthyes: Lamniformes*) recorded within "Operazione Squalo Elefante" project between 2005 and 2012 in Sardinia, were compared with oceanographic conditions in the area as retrieved by satellite data. A total of 111 individuals were recorded, with peaks in 2005 and 2010 and no sightings in 2007, a winter of exceptionally high SST and low phytoplanktonic biomass (Chl-*a*). Maxima in sightings were supposed to be associated to Chl-*a* maxima and SST lows.

Key-words: *Cetorhinus maximus*, Sardinia, surface temperature, chlorophylls, citizen science.

Introduction - The basking shark (*Cetorhinus maximus* Gunnerus, 1765) is a very large, filter-feeding and migratory pelagic species. It is widely distributed throughout temperate waters but is only regularly seen in a few favoured coastal locations. In the Mediterranean sea the species is classified by IUCN as Vulnerable. Basking sharks are regular seasonal visitors in Sardinia (de Sabata and Clò, 2010). Between 2005-2012 a total of 111 individuals, corresponding to 156 multiple sightings including 14 captures, were recorded mainly in four hotspots areas located in the North and East of the island. Sightings and captures have a clear seasonal distribution, with numbers peaking in late-winter, particularly in March. In this work, inter-annual variability in distribution of *C. maximus* was related to bathymetry and to two oceanographic variables: the concentration of surface chlorophyll (Chl-*a*), a proxy for phytoplankton biomass, and the sea surface temperature (SST).

Materials and methods - Given the intrinsically low numbers of the population of this species, its presence was recorded through a non-effort related public-sighting scheme, successfully used in several regions of the world, as it provides at low cost basic information on the presence and distribution over a large area (Speedie, 2003). Satellite Chl-*a* concentration and SST Level 3 monthly data at 4 km of resolution, derived by the radiometric retrievals of the MODIS-AQUA satellite sensor, were compared with annual sightings of basking sharks. As almost 60% of the specimens were recorded in March, the interannual Chl-*a* and SST time series were built over this month. March is also particularly significant as 1) it is the usual blooming period in NW Mediterranean (Siokou-Frangou *et al.*, 2010) and 2) such a bloom is influenced by winter atmospheric/oceanographic conditions (Olita *et al.*, 2011). To obtain time series, satellite data were averaged between 7°E-11°E and 38°N-42°N.

Results - Most sightings occurred in areas with the presence of submarine canyons (like Gonone, Posada, Orosei, Arbatax, Castelsardo, Caprera). Canyons are known to act as funnels for water upwelling, providing nutrients to the marine ecosystem and enhancing productivity (Wurtz, 2012). Sightings are also characterized

by a marked interannual variability that can be partly attributed to environmental forcing, as shown on Fig. 1.

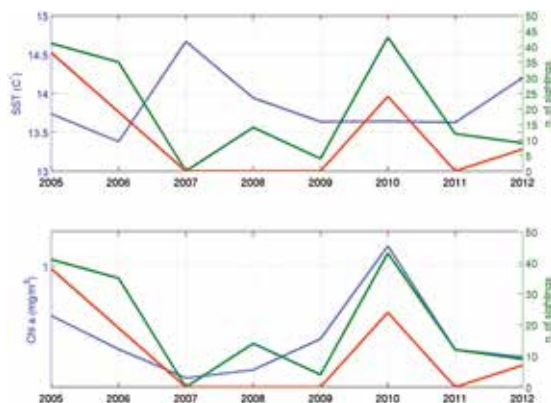


Fig. 1 - Top: Monthly SST time series for March 2005-2012 (blue) vs. number of sightings in March (red) and annual (green). Bottom: the same for Chl-a.

In alto: valori mensili di SST (marzo 2005-2012) (blu) rispetto al numero di avvistamenti in marzo (rosso) e annuali (verde). In basso: lo stesso per la Clorofilla-a.

Peaks in sightings in 2005 and 2010 coincided with years of high Chl-a and low SST. Conversely, 2007 was characterised by high SST and low Chl-a and no shark sighting. Although it is impossible to quantify the sighting effort that year, it can be assumed that the local population would have been aware of sharks, given that the previous two years yielded the highest abundance of sightings/captures in the series.

Conclusions - Large scale distribution of basking sharks in Sardinia seems to be influenced by SST and/or Chl-a patterns, while canyons probably act as “fine scale” drivers of their presence in Sardinia. Based on their spatio-temporal distribution, these sharks seem sensitive to high temperatures (no sightings in warm 2007 winter and spatial preference of cold water) and/or to Chl-a concentrations (proxy for biomass and primary consumers). Monthly averaged oceanographic fields were appropriate to study the interannual variability of basking shark presence, while to investigate finer temporal and spatial scales and the local conditions coincident with their occurrence, a higher resolution dataset and a different approach is needed.

Acknowledgements: The authors would like to thank the Foundation Prince Albert II of Monaco for its generous support, and the network of “sighters”: the Italian Coast Guard and Forestale; Asinara and La Maddalena National Parks, Tavolara MPA, local dive centers and fishermen.

References

- DE SABATA E., CLÒ S. (2010) - Public sighting scheme reveals the seasonal presence of *Cetorhinus maximus* around North Sardinia, Italy. *Biol. Mar. Mediterr.*, **17** (1): 246-247.
- OLITA A., SORGENTE R., ROBOTTI A., FAZIOLI L., PERILLI A. (2011) - Pelagic primary production in the Algero-Provençal Basin by means of multisensor satellite data: focus on interannual variability and its drivers. *Ocean Dynamics*, **61** (7): 1005-1016.
- SIOKOU-FRANGOU I., CHRISTAKI U., MAZZOCCHI M.G., MONTRESOR M., RIBERA D'ALCALÁ M., VACQUÉ D., ZINGONE A. (2010) - Plankton in the open Mediterranean Sea: a review. *Biogeosciences*, **7**: 1543-1586.
- SPEEDIE C. (2003) - The value of public sightings recording schemes in relation to the basking shark in the United Kingdom. *Cybium*, **27** (4): 255-259.
- WURTZ M. (ed) (2012) - *Mediterranean Submarine Canyons: Ecology and Governance*. IUCN: 216 pp.

T. GALVAN, R. LAZZARINI, L. CRUCIANI, A. VENDRAMINI, C. PICCINETTI*

Agriteco s.c., Via Mezzacapo, 15 – 30175 Marghera (VE), Italia.
lazzarini@agriteco.com

*Dip. Bi.Ge.A., Università di Bologna, Viale Adriatico, 1/n - 61032 Fano (PU), Italia.

INTERVENTI DI RIATTIVAZIONE PRODUTTIVA DEI BANCHI
NATURALI DI *CHAMELEA GALLINA*
LUNGO LA FASCIA COSTIERA VENETA
A SEGUITO DELLA MORIA DELL'ANNO 2008

*ACTIONS OF PRODUCTIVE REACTIVATION OF NATURAL BANKS
OF CHAMELEA GALLINA ALONG THE VENETIAN COAST AREA
DUE TO THE 2008 DISEASE*

Abstract - At the end of 2008 summer an important disease of Adriatic clam (*Chamelea gallina*) (*Mollusca: Bivalvia*) happened along 60 km of Venetian coast. To rise from this situation, the Co.Ge.Vo. of Venice and Chioggia, with the support of Veneto Region, developed a project to reactivate the diseased areas with a transfer of clams from Chioggia marine areas to Venice marine areas.

Key-words: disease, clam, reactivate, transfer, Venetian coast.

Introduzione - Alla fine dell'estate 2008 un intenso fenomeno di moria (ISPRA, 2008) ha interessato gli areali più settentrionali del Compartimento Marittimo di Venezia (dalla foce del fiume Tagliamento alla bocca di porto di Lido di Venezia – circa 60 km di costa) decimando i banchi naturali di *Chamelea gallina* presenti. Per fronteggiare tale crisi la Regione del Veneto ha finanziato alcuni interventi sperimentali per avviare pratiche tipiche dell'acquacoltura delle acque di transizione nell'ambito della fascia costiera. La sperimentazione ha principalmente previsto lo spostamento di banchi di *C. gallina* per la riattivazione produttiva della vongola di mare su larga scala (Regione Veneto – Co.Ge.Vo. Venezia e Chioggia, 2010). L'esito di tale attività è stato successivamente verificato con monitoraggio (Co.Ge.Vo. Venezia e Chioggia – istituto di ricerca incaricato Agriteco, 2012).

Materiali e metodi - L'attività si è articolata come segue:

Monitoraggio della risorsa *C. gallina* negli ambiti della fascia costiera in sofferenza produttiva (autunno 2009). Monitoraggio della risorsa *C. gallina* negli altri ambiti della fascia costiera veneta (autunno-inverno 2009-2010). Riattivazione produttiva con spostamento di banchi naturali di *C. gallina* in 5 celle sperimentali (Tab. 1) e contestuale interdizione alla pesca commerciale fino a dicembre 2011. Verifica della ripresa produttiva nelle aree seminate (estate-autunno 2010). Monitoraggio completo della fascia costiera veneta (autunno-inverno 2011-2012).

Tab. 1 - Riassunto dell'attività di semina.

Summary of seed activity.

Macroarea	Cella	Superficie (ha)	N. es. seminati	es/m ²	lunghezza es.
Bibione-Caorle	1	10	6.412.863	64,1	7-24 mm
	2	10	8.129.061	81,3	11-25 mm
Porto S.Margherita-Eraclea	3	5	2.516.077	50,3	6-24 mm
Cortellazzo-Jesolo	4	5	3.335.265	66,7	6-24 mm
Cavallino-Treporti	5	40	37.733.219	94,3	7-25 mm

Tutte le fasi di monitoraggio e controllo sono state standardizzate e realizzate con motopesca iscritti ai Co.Ge.Vo. di Venezia e Chioggia, dotati di draga idraulica per la pesca commerciale. La raccolta del materiale per lo spostamento è stata effettuata con motopesca adattati alle operazioni: attrezzo e linea selezionatrice foderati con rete di maglia max. 6 mm, al fine di trattenere anche le frazioni di dimensioni inferiori.

Risultati - La caratterizzazione iniziale, effettuata nell'autunno-inverno 2009-2010 a seguito della moria, ha evidenziato la quasi assenza di *C. gallina* di tutte le dimensioni nel tratto settentrionale del CM di Venezia. Nel CM di Chioggia sono stati invece evidenziati diversi ambiti con caratteristiche di "siti donatori" idonei a sostenere un'attività sperimentale di prelievo di risorsa (biomassa media 65-70 g/m²). Nel maggio 2010 con l'impiego di circa 30 motopesca/giorno, in un'area di raccolta di 660 ettari, sono state pescate e successivamente seminate in 5 celle sperimentali 99,1 tonnellate di vongole, pari a oltre 58 milioni di esemplari di taglia 6-25 mm, suddivisi come riportato in Tab. 1. L'impatto di tale prelievo nei "siti donatori" è stato molto ridotto, interessando il 5-7% della superficie degli stessi e solo il 6-7% della risorsa *C. gallina* qui presente e non è stato osservato, negli anni a seguire, alcun fenomeno di sofferenza produttiva. Nel luglio e nell'ottobre 2010 i controlli effettuati lungo il tratto costiero in sofferenza hanno evidenziato un importante reclutamento, con densità fino a circa 500 es/m² (taglia <10 mm). Nell'autunno 2011 è stato effettuato un nuovo monitoraggio completo di verifica (dalla foce del fiume Tagliamento alla bocca di porto di Lido di Venezia), con risultati positivi (anche +54 g/m² - l₂₀mm nell'intorno della cella di semina 5), che hanno sancito una larga e consistente ripresa produttiva di tutto il litorale ad eccezione di un tratto antistante Eraclea.

Conclusioni - Le attività di monitoraggio del novembre 2011 (Co.Ge.Vo. Venezia e Chioggia – Agriteco, 2012) hanno consentito di verificare che le azioni sperimentali adottate (semina di areali e contestuale interdizione prolungata della pesca) hanno favorito una ripresa produttiva dei banchi naturali di *C. gallina*, pur in una situazione di sterilità degli areali osservata nel limitrofo Compartimento Marittimo di Monfalcone per lo stesso periodo. In particolare, si osserva un buon risultato per l'ambito di Cavallino-Treporti dove è stata concentrata più del 50% dell'attività di ripopolamento. Nelle altre aree, dove si è intervenuti con quantitativi inferiori, i risultati sono stati alterni. Questi risultati hanno inoltre fatto maturare la consapevolezza da parte dei Co.Ge.Vo. che tali pratiche, che non comportano effetti negativi nei "siti donatori", devono essere normalmente interiorizzate nei piani di gestione locale e stanno diventando un buon modello gestionale anche per altri compartimenti marittimi.

Bibliografia

- CO.GE.VO. VENEZIA E CHIOGGIA – AGRITECO (2012) - Azioni a sostegno della gestione sostenibile della risorsa *Chamelea gallina* in regione Veneto con interventi di miglioramento delle caratteristiche fisico-biologiche del fondale e successivo ripopolamento nel Compartimento Marittimo di Venezia. Progetti FEP 09/ACO/2010 e FEP 015/ACO/2010, finanziati dalla Regione del Veneto. *Relazioni tecniche finali, settembre 2012.*
- ISPRA (2008) - Sopralluogo nel Compartimento Marittimo di Venezia al fine di verificare la presenza di moria diffusa di vongola (*Chamelea gallina*). *Relazione del 18/09/2008.*
- REGIONE VENETO – CO.GE.VO. VENEZIA E CHIOGGIA (2010) - Progetto pilota finalizzato al monitoraggio delle risorse ittiche ed alla riduzione dello sforzo di pesca. Realizzazione dei primi interventi sperimentali (art. 21 L.R. n. 19/98) relativi alla vongola di mare (*Chamelea gallina*) in alto Adriatico. DGR 3056 del 20.10.2009. *Relazione Tecnica Fase I-II-III-IV e V e Relazione Tecnica di sintesi.* Tutor scientifico: prof. C. Piccinetti; Esecutore del Progetto - Agriteco s.c.

V. GANCITANO, C. BADALUCCO, S. CUSUMANO, S. GANCITANO,
G. INGRANDE, L. KNITTWEIS*, P. RIZZO

National Research Council (CNR), Institute for Coastal Marine Environment (IAMC),
Via Luigi Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italy.
vita.gancitano@iamc.cnr.it

*Fisheries Control Directorate (FCD), Ministry for Resources and Rural Affairs (MRR), Malta.

EXPLOITATION STATE OF BLACK-BELLIED ANGLER,
LOPHIUS BUDEGASSA (SPINOLA, 1807) (PISCES: LOPHIIDAE),
IN THE STRAIT OF SICILY (GSA 15 & 16)

STATO DI SFRUTTAMENTO DEL BUDEGO,
LOPHIUS BUDEGASSA (SPINOLA, 1807) (PISCES: LOPHIIDAE),
NELLO STRETTO DI SICILIA (GSA 15 E 16)

Abstract - The current exploitation status of black-bellied angler, *Lophius budegassa* (Spinola, 1807) in GSAs 15 & 16 was assessed by age cohort analysis (VIT) using commercial data and by trawl surveys based analysis (SURBA). The results from VIT showed a state of overfishing, being the F_c (0.30) higher than both $F_{0.1}$ (0.16) and F_{max} (0.24). The use of B&H estimator gave a comparable value of F (0.21). Although an high uncertainty was associated to estimate of F by Surba (0.25), the overall results showed that the stock status is in overfishing.

Key-words: black-bellied angler, current exploitation status, overfishing, Strait of Sicily.

Introduction - In the Strait of Sicily (central Mediterranean Sea) black-bellied angler is a high value commercial species. It is fished almost exclusively by trawlers operating mainly on the outer shelf-upper slope. In the last years, (2009-2010) the yield of the Italian and Maltese trawl fleets combined ranged between 250 and 285 tons, with Italian fleet responsible of more than 98% of the total landings. Although, no information on stock unit and biological features in the area is available on the basis of topographical continuity, currents patterns, species and fishery distribution, this stock was assumed to be confined within the boundaries of the GSA 15 & 16. Analysis using commercial data and trawl survey catch from GSA 15 & 16 performed under the STECF umbrella allowed first assessment of the current exploitation status of black-bellied angler.

Materials and methods - The length frequency distributions (LFDs) from landing (2009-2010) in GSAs 15 & 16 (DCF) was prepared by sexes combined and then were converted into numbers by age group using the “slicing” routine of the LFDA package (Kirkwood *et al.*, 2001). The current exploitation status was assessed by age cohort analysis and an yield per recruit analysis was performed as implemented in VIT (Leonart and Salat, 1997). A set of parameters estimated in the GSA 16 (illicia reading) were used and listed in Tab. 1. Biomass index and LFDs data from MEDITS trawl surveys (2002-2011 in GSA 15 and 16) was used to run a Surba analysis (Needle, 2003). Even in this case, the LFDs by sex combined were converted in numbers by age group using the subroutine “age slicing” (Kirkwood *et al.*, 2001). The natural mortality vector by age was calculated using the Prodbiom approach version 2009 (Abella *et al.*, 1998) (Tab. 2). Also, Beverton and Holt total mortality (Z) estimator were used to assess the current F as $Z-M$, with $M=0.2$.

Results and conclusions - Fishing mortality rates for combined sexes by age class (mean 2009-2010) obtained by VIT are shown in Fig. 1. The mean current F (F_c) over age groups 1-7 (median value 2009-2010) was higher than both $F_{0.1}$ and F_{max} . The

median F_c was 0.25 in 2010 by SURBA and the use of B&H estimator gave a value of F (0.21) comparable to that obtained by VIT (Tab. 1). Although an high uncertainty was associated to estimate of F by SURBA (Fig. 2), the overall results showed that the stock status is in overfishing.

Tab. 1 - Biological parameters used, main Biological Reference Point (BRP) and F_c obtained by ACA, SURBA and B&H estimator of black-bellied angler, *L. budegassa*.

Parametri biologici utilizzati, principali Biological Reference Point (BRP) ed F_c stimata con analisi di coorte per età, SURBA e stimatore di B&H di budego, L. budegassa.

Parameters	F_c by VIT and B&H estimator and main BRP		
L_∞	72,5	F_c (1-7 age)	0,30
k	0,17	F_c B&H estimator	0,21
t_0	-0,41	F_c SURBA (2010)	0,25
a	0,0174	$F_{0.1}$	0,16
b	2.9376	F_{max}	0,24
M	0,2		

Tab. 2 - Biological parameters used to run SURBA of black-bellied angler, *L. budegassa*.

Parametri biologici di budego (L. budegassa) utilizzati per SURBA.

Age	1	2	3	4	5	6	7+
Natural mortality at age	0,78	0,34	0,25	0,21	0,19	0,17	0,16
Maturity at age	0	0	1	1	1	1	1
Weight at age	117,2	319,9	607,9	953,5	1329,8	1714,3	2090,6

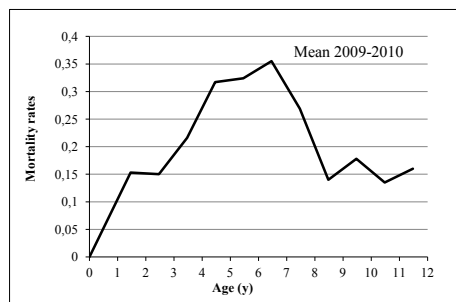


Fig. 1 - Fishing mortality by age class (mean 2009-2010) by VIT of black-bellied angler, *L. budegassa*.

Mortalità da pesca per classe di età (media 2009-2010) di budego (L. budegassa) stimata con VIT.

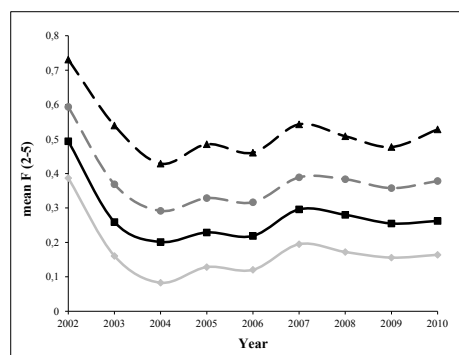


Fig. 2 - Estimates of mean F_{2-5} by SURBA using trawl survey data of black-bellied angler, *L. budegassa*.

Stime di F_{2-5} medio stimato con SURBA utilizzando i dati dei survey per il budego, L. budegassa.

References

- ABELLA A., CADDY J.F., SERENA F. (1998) - Estimation of the parameters of the Caddy reciprocal M-at-age model for the construction of natural mortality vectors. *Marine populations dynamics. Cahiers Options Méditerran.*, **35**: 191-200.
- KIRKWOOD G.P., AUKLAND R., ZARA S.J. (2001) - Length Frequency Distribution Analysis (LFDA), version 5.0. MRAG Ltd, London, U.K.
- LLEONART J., SALAT J. (1997) - VIT: Software for fishery analysis. User's manual. *FAO Computerized Information Series (Fisheries)*, **11**. Rome, FAO: 115 pp.
- NEEDLE C.L. (2003) - Survey-based assessments with SURBA. Working document to the ICES Working Group on Methods of Fish Stock Assessment. Copenhagen, February 2003.

Data was collected within the Data Collection Framework, funded by EU and Italian and Maltese Government.

R. LAZZARINI, T. GALVAN, L. CRUCIANI, A. VENDRAMINI

Agriteco s.c., Via Mezzacapo, 15 - 30175 Marghera (VE), Italia.
lazzarini@agriteco.com

PRIMO MONITORAGGIO DELLA RISORSA CANNOLICCHI
(*ENSIS MINOR*, CHENU 1843 E *SOLEN MARGINATUS*,
PULTENEY 1799 - MOLLUSCA, BIVALVIA)
LUNGO LA FASCIA COSTIERA VENETA

FIRST SURVEY OF RAZOR CLAM
(*ENSIS MINOR*, *CHENU 1843 AND SOLEN MARGINATUS*,
PULTENEY 1799 – MOLLUSCA, BIVALVIA)
ALONG VENETIAN COAST AREA

Abstract - *The resource razor clam (Ensis minor, Chenu, 1843 and Solen marginatus, Pulteney, 1799 – Mollusca, Bivalvia) is a typical Venetian product of fishery activities and an important alternative for clam fishery. This first survey shows a low density in 2012 perhaps due to the marine weather of 2012 winter that modify the shore morphology.*

Key-words: razor clam, fishery, survey, Adriatic Sea.

Introduzione - La risorsa cannolicchi (*Ensis minor*, Chenu, 1843 e *Solen marginatus*, Pulteney, 1799) rappresentava storicamente uno dei prodotti di pesca tipici delle marinere venete; consentiva agli Enti Gestori (Co.Ge.Vo. di Venezia e Chioggia) di rimodulare lo sforzo di pesca tra vari mestieri nel periodo invernale (ottobre-marzo, quando era consentita questa tipologia di pesca). Ogni anno 20-30 motopesca venivano autorizzati alla pesca dei cannolicchi, riducendo in tal modo la pressione di pesca sulla risorsa *Chamelea gallina* (ISPRA, 2008). Dal 1° giugno 2010, con l'entrata in vigore del Regolamento CE 1967/2006, la pesca delle cappelunghe è vietata, in quanto praticata ad una distanza inferiore alle 0,3 miglia nautiche dalla costa. Nella stagione invernale 2010-2011 i Co.Ge.Vo. di Venezia e Chioggia hanno ottenuto una deroga per la raccolta dei cannolicchi, mentre questo non è successo nell'ultima stagione fredda (2011-2012). Nel presente primo monitoraggio si illustra la situazione dei banchi naturali di cannolicchi presenti lungo l'intera fascia costiera veneta, dalla foce del fiume Tagliamento al Po di Goro. Altre indagini sono datate (anni '90) o effettuate in piccoli tratti di litorale a seguito di attività di ripascimento spiagge o di interventi di difesa del suolo.

Materiali e metodi - Il monitoraggio, effettuato nel periodo maggio-luglio 2012, è stato condotto utilizzando 5 motopesca iscritti ai Co.Ge.Vo. di Venezia e Chioggia e dotati di draga idraulica per la pesca commerciale (larghezza: 2,4-2,5 m; tondini con luce 8 mm). La selezione del pescato è stata fatta manualmente nella vasca di raccolta posizionata a prua dei motopesca. La fascia costiera è stata indagata con 54 stazioni posizionate a circa 1,5 miglia nautiche tra loro, compatibilmente con la morfologia della costa e così distribuite: 31 stazioni nel Compartimento Marittimo di Venezia (con esclusione di parte dei litorali di Lido di Venezia e Pellestrina per la presenza della diga sommersa a protezione dei litorali) e 23 nel Compartimento Marittimo di Chioggia. Le cale, parallele alla costa e della durata di circa 8-10 minuti cadauna, sono state eseguite in retromarcia e con l'ausilio dell'ancora. La lunghezza della cala (media: $63,9 \pm 1,8$ m) è stata registrata con GPS e la profondità di campionamento (2 e 3 metri) è stata determinata con l'ecoscandaglio di bordo. La superficie dragata è stata calcolata in base alla lunghezza delle cale ed alla larghezza

dell'attrezzo, caratteristica di ciascun motopesca. I cannolicchi pescati sono stati pesati con dinamometro digitale (precisione 10 g) e le biometrie sono state condotte con calibro (precisione 0,1 mm).

Risultati - La biomassa media stimata nel CM di Venezia è pari a $2,68 \pm 1,21$ g/m², mentre valori di biomassa >5 g/m² sono stati riscontrati presso 5 stazioni, tutte localizzate tra Punta Sabbioni e Ca' Roman. In ben 24 stazioni, pari al 77,4%, le abbondanze sono risultate inferiori ad 1 g/mq ed in 8 stazioni (25,8%) la biomassa registrata è nulla. La situazione nel CM di Chioggia è più critica, con una biomassa media complessiva di $0,59 \pm 0,15$ g/m² e con solo 3 stazioni (13,0%) che presentano abbondanze superiori a 1 g/m². Assenza di cannolicchi è stata riscontrata presso 4 stazioni localizzate in modo non regolare, mentre l'abbondanza massima, pari a 2,87 g/m², è stata stimata nella zona di Porto Levante. Nel CM di Venezia è stato sottoposto ad analisi biometrica un campione di 391 esemplari di *E. minor* preso da tutte le cale. I cannolicchi presentavano un peso medio di 7,35 g/es ed una lunghezza media pari a $78,0 \pm 10,24$ mm (appena al di sotto del limite commerciale fissato dalla normativa vigente in 80 mm), con esemplari di dimensioni variabili tra 48,2 mm e 110,0 mm. Le analisi biometriche nel CM di Chioggia hanno interessato tutti gli esemplari raccolti (386 cappelunghe) con i seguenti parametri: l media di $81,5 \pm 12,35$ mm; l minima: 33,0 mm; l massima: 114,0 mm; peso medio di 8,46 g/es. In questo ambito si osserva che circa il 60% del pescato avrebbe dimensioni idonee alla vendita.

Conclusioni - Questo primo monitoraggio dei banchi naturali di cannolicchi (*E. minor* e *S. marginatus*), risorsa importante dal punto di vista commerciale (prezzo medio di vendita di 9-10 €/kg), ha rivelato una preoccupante carenza generale lungo tutto il litorale regionale (media di $1,79 \pm 0,71$ g/m²). Solamente in tre zone, tutte a ridosso delle dighe Nord delle tre bocche di porto della laguna di Venezia (Punta Sabbioni, Malamocco e Ca' Roman), sono stati riscontrati quantitativi discreti (10-30 g/m²), ma comunque non sufficienti a garantire un'attività di pesca commerciale collettiva e prolungata (Froglia, 1975). Nel febbraio 2012 la temperatura dell'acqua attorno a 4 °C (Orel e Zentilin, 2012) ed il perdurare (circa 2 settimane consecutive) di un forte vento con direzione N-NE (Bora) hanno sconvolto la monotonia del litorale sabbioso, soprattutto in prossimità della battigia, creando numerose e profonde buche e disperdendo la sabbia e la componente faunistica in essa presente. In assenza di fenomeni negativi di rilievo (inquinamento, over-fishing, ecc.) tale situazione è ipotizzata quale principale causa della scarsità di cannolicchi. L'ipotesi è sostenuta dalle maggiori abbondanze nelle zone a Nord delle dighe foranee, più protette dai fenomeni erosivi dei venti freddi.

Bibliografia

- FROGLIA C. (1975) - Osservazioni sull'accrescimento di *Chamelea gallina* (L.) ed *Ensis minor* (Chenu) nel Medio Adriatico. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, 2 (1): 37-48.
- ISPRA (2008) - *Sopralluogo nel Compartimento Marittimo di Venezia al fine di verificare la presenza di moria diffusa di vongola* (*Chamelea gallina*). Relazione del 18/09/2008.
- OREL G., ZENTILIN A. (2012) - Influenza di acque invernali anormalmente fredde sulla fauna ittica dell'Alto Adriatico. *Pesca e Ambiente - Notiziario d'informazione ittica e gestione delle acque regionali*, 1: 14-16.

C. MANZO, R. D'ADAMO, A. FABBROCINI

Istituto di Scienze Marine (ISMAR), Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), UOS Lesina,
Via Pola, 4 - 70010 Lesina (FG), Italia.
cristina.manzo@fg.ismar.cnr.it

ANALISI ISTOLOGICA DELLE GONADI MASCHILI
DI ALICE EUROPEA (*ENGRAULIS ENCRASICOLUS*, L.)
NELLA LAGUNA DI LESINA (MAR ADRIATICO, ITALIA)

*HISTOLOGICAL ANALYSIS OF THE EUROPEAN ANCHOVY
MALE GONADS (ENGRAULIS ENCRASICOLUS, L.)
IN THE LESINA LAGOON (ADRIATIC SEA, ITALY)*

Abstract - Male gonads of *Engraulis encrasicolus* (Osteichthyes: Clupeiformes) (Linnaeus, 1758) collected in the Lesina Lagoon from May to September 2012 were histologically examined in order to determine the maturity stage. All specimens were ripe with gonads to the spermatozoal stage. The small lengths of anchovies suggest that the male population in the Lesina Lagoon is composed of young individuals at their first maturity. The temporal evolution of the gonad morphology suggests that the reproductive activity peak was reached at the end of summer.

Key-words: *Engraulis encrasicolus*, anchovy, reproductive biology, coastal lagoon, Adriatic Sea.

Introduzione - L'alice europea, *Engraulis encrasicolus* (L.), è una delle specie ittiche più importanti per la pesca pelagica nel Mar Adriatico. Questa specie si riproduce nel periodo primaverile-estivo e tutti gli aspetti della riproduzione sono fortemente influenzati da fattori ecologici, in particolare dalla disponibilità alimentare e dalla temperatura (Nikolsky, 1963; Blaxter, 1969). L'obiettivo di questo studio è descrivere il processo di maturazione delle alici quando esse sono presenti nella Laguna di Lesina, la quale funge sia da area nursery che di alimentazione per gli individui di questa specie.

Materiali e metodi - I campionamenti sono stati eseguiti nella Laguna di Lesina utilizzando bertovelli con maglia finale di 6 mm collocati in un'unica stazione posta vicino al canale Acquarotta. In totale sono stati effettuati 8 campionamenti tra maggio e settembre 2012. In laboratorio è stato analizzato un campione casuale di 100 individui per campionamento. Ogni individuo è stato misurato (lunghezza totale) e pesato. Il sesso è stato determinato a livello macroscopico per ciascun individuo. Le gonadi di un subcampione casuale di 10 individui sono state inoltre fissate in una soluzione di formaldeide al 4% e incluse in paraffina per l'esame istologico. Dei 77 campioni analizzati, 43 erano gonadi femminili, 30 gonadi maschili e 4 indeterminabili. Lo stadio di maturazione delle gonadi maschili è stato determinato utilizzando la scala a 5 stadi di sviluppo di Billard (1986).

Risultati - Le osservazioni istologiche sono state effettuate sulle gonadi di 30 maschi di alice con lunghezza totale compresa tra 7,5 e 10,1 cm e peso compreso tra 2,35 e 5,91 g. Tutti gli esemplari studiati sono risultati maturi con gonadi caratterizzate dalla presenza di un alto numero di spermatozoi nel lume dei lobuli (stadio IV, stadio a spermatozoi). Nonostante l'attribuzione di tutte le gonadi maschili ad un unico stadio di maturazione, è stato comunque possibile osservare una evoluzione temporale nell'aspetto morfologico delle gonadi dei maschi di alice europea catturati nella Laguna di Lesina. Nel mese di maggio, le gonadi erano costituite principalmente da lobuli contenenti cisti di spermatozoi confluenti nel lume lobulare, accompagnati da un alto numero di lobuli con solo cisti di spermatogoni e spermatociti. Gli

individui catturati tra giugno e agosto mostravano invece gonadi con tutti i lobuli aventi il lume completamente occupato da spermatozoi e poche cellule germinali localizzate nell'area periferica. Le gonadi degli esemplari pescati a fine agosto erano caratterizzate dalla presenza di lobuli di forma tondeggiante nella porzione centrale della gonade, e da lobuli allungati, digitiformi con lume massicciamente occupato da spermatozoi nelle aree periferiche. Le gonadi appartenenti agli individui raccolti nel mese di settembre avevano invece ancora lobuli pieni di spermatozoi nella zona centrale, mentre i margini delle gonadi evidenziavano la presenza di lobuli con spermatozoi residuali e lobuli collassati con spermatogoni interstiziali a contorno.

Conclusioni - I dati istologici provenienti da questo studio indicano la presenza di maschi maturi di alice europea nella Laguna di Lesina durante i mesi primaverili ed estivi. Inoltre, la piccola taglia degli esemplari ritrovati suggerisce che la popolazione della Laguna di Lesina sia composta da giovani individui di un anno (Karacam e Düzgünes, 1990; Basilone *et al.*, 2004) alla prima maturità sessuale. L'evoluzione temporale della morfologia delle gonadi ha fornito importanti informazioni sull'andamento dell'attività riproduttiva. L'osservazione di gonadi con il lume dei lobuli stipato di spermatozoi nel mese di agosto e di gonadi che hanno invece parzialmente rilasciato gruppi di gameti in settembre suggerisce che il picco dell'attività riproduttiva sia stato raggiunto alla fine dell'estate.

Bibliografia

- BASILONE G., GUISANTE C., PATTI B., MAZZOLA S., CUTTITTA A., BONANNO A., KALLIANOTIS A. (2004) - Linking habitat conditions and growth in the European anchovy (*Engraulis encrasicolus*). *Fish. Res.*, **68**: 9-19.
- BILLARD R. (1986) - Spermatogenesis and spermatology of some Teleost fish species. *Reprod. Nutr. Develop.*, **26**: 877-920.
- BLAXTER J.H.S. (1969) - Experimental rearing of pilchard larvae, *Sardina pilchardus*. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **46**: 219-234.
- KARACAM H., DÜZGÜNES E. (1990) - Age, growth and meat yield of the European anchovy (*Engraulis encrasicolus*, L. 1758) in the Black Sea. *Fish. Res.*, **9**: 181-186.
- NIKOLSKY G.V. (1963) - *The ecology of Fishes*. Academic Press, London and New York: 352 pp.

M.F. MARONGIU, A. BELLODI, AL. CAU, A. MULAS, C. PORCU, M.C. FOLLESA

Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università di Cagliari,
Via T. Fiorelli, 1 - 09126, Cagliari, Italia.
mfmarongiu@unica.it

REPRODUCTIVE BIOLOGY OF THE BLACKMOUTH CATSHARK, *GALEUS MELASTOMUS* RAFINESQUE, 1810, IN SARDINIAN SEAS (CENTRAL WESTERN MEDITERRANEAN)

BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DEL GATTUCCIO BOCCANERA, GALEUS MELASTOMUS RAFINESQUE, 1810, NEI MARI DI SARDEGNA (MEDITERRANEO CENTRO-OCCIDENTALE)

Abstract - A total of 1207 specimens (717 females and 490 males) of the Blackmouth catshark *Galeus melastomus* (Chondrichthyes: Carcharhiniformes) were collected in Sardinian waters at depths from 120 and 1600 m. A detailed macroscopic and histological description of the maturity stages was reported for both sexes. Mature individuals were found during the entire year suggesting continuous mating and spawning. Females matured at higher size than males and both sexes showed a late maturity (females $L_{50}=45$ cm TL; males $L_{50}=42.4$ cm TL).

Key-words: *Galeus melastomus*, reproduction, maturity, Sardinian seas.

Introduction - The Blackmouth catshark *Galeus melastomus* Rafinesque, 1810 is a small oviparous shark distributed in the eastern Atlantic Ocean and in the whole Mediterranean Sea (Compagno, 1984). The reproductive biology have been studied in Mediterranean (Rinelli *et al.*, 2005; Ragonese *et al.*, 2009) and in Atlantic (Costa *et al.*, 2005; Rey *et al.*, 2005). The aim of this work is to give further information about the species reproductive biology in the central western Mediterranean (Sardinian seas).

Materials and methods - Specimens were caught from 2008 to 2012 during experimental hauls (MEDITS) and commercial ones performed during all year at depths from 100 to 1600 m. For each individual, the total length (TL, cm), was recorded. Sex was determined and maturity stages of gonads established according to the scales for oviparous elasmobranchs adopted for Medits survey (MEDITS, 2012). Histological analysis was also made. Oocyte and testicular germinal cells development stages were identified according to the scale proposed by Hamlett and Koob (1999). The length at first maturity (L_{50}) was determined as the proportion of reproductively active fish in each size class and by fitting a logistic curve. Spawning-period was also confirmed through the percentage analysis of maturity stages.

Results - A total of 1207 (717 females and 490 males) specimens were analyzed (SR = 0.6; $\chi^2=21.54$; P-value < 0.05). Macroscopic scale gonad with histological features of female and male components was presented (Tab. 1). Females matured at higher sizes than males (females = 40.8-53 cm TL, $L_{50}=45$ cm; males = 40.7-59 cm TL, $L_{50}=42.4$ cm) with significant differences between sexes (KS, P < 0.05).

Conclusions - Seasonal evolution of maturity stages suggested that *G. melastomus* mating and spawning periods occur all year round as recorded in the Tyrrhenian Sea (Rinelli *et al.*, 2005) and in the Atlantic (Costa *et al.*, 2005). Finally, both sexes of the Blackmouth catshark reaches the first maturity size late, even if males mature earlier than females, in agreement with the literature (Rey *et al.*, 2005; Ragonese *et al.*, 2009).

Tab. 1 - Macroscopic scale of *Galeus melastomus* females and males reproductive system with histological description of gonads.

Scala macroscopica dell'apparato riproduttore delle femmine e dei maschi di Galeus melastomus con descrizione istologica delle gonadi.

	Females		Males	
	Macroscopic	Microscopic	Macroscopic	Microscopic
Stage 1	Ovaries small barely visible, whitish; undistinguishable ovarian follicles. Oviducal gland slightly visible. Uterus is thread-like narrow.	Early previtellogenic follicles, with abundant cytoplasm and large nucleus surrounded by follicular epithelium.	Claspers flexible and shorter than pelvic fins. Testes small. Spermducts straight and thread-like narrow.	Lobules containing mainly spermatogonia.
Stage 2	Ovaries enlarged with small follicles of different size. Some of them could be relatively large and yellow. Developing oviducal gland and uterus.	Ovaric tissue shows previtellogenic follicles of various sizes with visible nuclei and lipidic drops.	Claspers still flexible, as long as or longer than pelvic fins. Testes enlarged. Spermducts developing.	Lobules containing mainly spermatocytes and spermadids.
Stage 3A	Large ovaries with enlarged yolk follicles of different sizes. Oviducal gland and uterus fully developed.	Vitellogenic follicles in which nucleus is not longer visible. Many drops of egg yolk.	Claspers fully formed, hardened, and generally longer than pelvic fins. Testes greatly enlarged. Spermducts tightly coiled and sperm filled.	Testes show all phases of spermatogenesis. Lobules contain sperms well diversified. Sertoli's cells are located in the suburbs of lobules.
Stage 3B	Description similar to stage 3A, with the presence of egg capsules.	Description similar to stage 3A.	Description similar to stage 3A, Clasper glands dilated and reddish. Sperm may be present in claspers.	Lobules containing mainly mature sperms organized in packages. Sertoli's cells are setting between beams of sperms.
Stage 4A	Ovaries shrunken. Few follicles of different sizes. Oviducal glands reduced. Uterus enlarged, collapsed, empty and reddish.	Postovulatory and atretic follicles with basal lamina collapsed.	Claspers fully formed, similar to stage 3. Testes shrunken and flaccid, Spermducts empty and flaccid.	Lobules containing sperms appear emptied. It is possible find clusters of sperm not issued.
Stage 4B	Ovaries full of small follicles similar to stage 2; enlarged oviducal glands and uterus.	Description similar to stage 2.		

References

- COMPAGNO L.J.V. (1984) - *Sharks of the World: An Annotated and Illustrated Catalogue of Shark Species Known to Date*. Food and Agricultural Organization: 312 pp.
- COSTA M.E., ERZINI K., BORGES T.C. (2005) - Reproductive biology of the blackmouth catshark, *Galeus melastomus* (Chondrichthyes: Scyliorhinidae) off the south coast of Portugal. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **85**: 1173-1183.
- HAMLETT W.C., KOOB T.J. (1999) - Female Reproductive system. In: Hamlett W.C. (ed), *Sharks, Skates and Rays: The Biology of Elasmobranchs Fishes*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland: 398-470.
- MEDITS (2012) - *MEDITS. International bottom trawl survey in the Mediterranean. Instruction manual. Version 6*. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00117/22783/>
- RAGONESE S., NARDONE G., OTTONELLO D., GANCITANO S., GIUSTO G.B., SINACORI G. (2009) - Distribution and biology of the Blackmouth catshark *Galeus melastomus* in the Strait of Sicily (Central Mediterranean Sea). *Mediterr. Mar. Sci.*, **10** (1): 55-72.
- REY J., GIL DE SOLA L., MASSUTI E. (2005) - Distribution and Biology of the Blackmouth Catshark *Galeus melastomus* in the Alboran Sea (Southwestern Mediterranean). *J. Northwest Atl. Fish. Sci.*, **35**: 215-223.
- 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.

A. MARRA, S. MONA*, P. MAIORANO

Biology Department, University of Bari, Via Orabona, 4 - 70126, Bari, Italy.
annamaria.annina.marra@gmail.com

*Laboratoire Biologie intégrative des populations, Ecole Pratique des Hautes Etudes, Paris, France.

POPULATION GENETIC OF *ARISTEUS ANTENNATUS*
(CRUSTACEA: DECAPODA)
IN THE CENTRAL-EASTERN MEDITERRANEAN SEA

GENETICA DI POPOLAZIONE DI *ARISTEUS ANTENNATUS*
(CRUSTACEA: DECAPODA)
NEL MEDITERRANEO CENTRO-ORIENTALE

Abstract - In this study we investigated the genetic variability of *A. antennatus* (Crustacea: Decapoda) sampled from ten localities in 3 basins of the Central-Eastern Mediterranean. We analyzed two regions of mitochondrial DNA in 319 individuals, namely COI and 16S. A lower diversity than those reported in the Atlantic Sea has been found within the Central-Eastern Mediterranean and the absence of barriers to gene flow in this basin has been suggested.

Key-words: *Aristeus antennatus*, deep-sea shrimp, mtDNA, genetic variability, Mediterranean Sea.

Introduction - The genetic structure of the deep-sea shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) has been investigated in recent years (Roldán *et al.*, 2009; Cannas *et al.*, 2011; Fernández *et al.*, 2011). This crustacean species is a valuable marine resource and the main target species of Mediterranean deep-sea trawling (Cau *et al.*, 2002). It is an eurybathic species, with the highest abundance around 700 m. It is characterized by different migration patterns between larval and adult stages (Relini *et al.*, 2004; Sardà *et al.*, 2010). Large fluctuations in the catches and contrasting assessments from underexploitation to overfishing conditions have been stated for various Mediterranean stocks (Fiorentino *et al.*, 1998; D'Onghia *et al.*, 2005). The aim of the present study is to improve the knowledge on the genetic variability of *A. antennatus* in the Central-Eastern Mediterranean Sea.

Materials and methods - A total of 375 individuals were collected at 10 stations in the Central-Eastern Mediterranean (CS Tyrrhenian, NW Ionian, S Adriatic Seas) during the 2010-2011 MEDITS surveys. The mitochondrial 16S rDNA and COI regions were amplified according to Roldán *et al.* (2009). Genetic diversity parameters were computed with ARLEQUIN v.3.5. AMOVA was applied to partition genetic variance according to the geographic area or depth. The genetic structure of populations was investigated using SAMOVA software. We ran the simulation from different random starting points varying the number of stations grouping from 2 to 5 groups (K); the fixation index value (ϕ_{CT}) tested any differentiation between groups.

Results - A total of 319 concatenated 16S rDNA (447 bp) and COI (500 bp) sequences were obtained. The haplotype (h) and nucleotide (π) diversity of *A. antennatus* were from 0.340 to 0.750 and between 0.0008 and 0.0024 respectively (Tab. 1). Genetic variance was mostly partitioned in the within-sample component (97%) by AMOVA, although the fixation index was significant ($\phi_{ST}=0.02$, p-value <0.05). When samples were pooled in groups, according to the geographical areas (S Tyrrhenian, NW Ionian and S Adriatic Seas) or to the depth range (500-600 m, 600-700 m, >700 m), none of the tests was significant. Despite the geographical sampling location, SAMOVA analysis showed almost the same significant ϕ_{CT} (0.043÷0.046) in all groupings.

Tab. 1 - Genetic diversity estimates for concatenated 16S rDNA and COI sequences. Number of: individuals (N), haplotypes *N_h*, polymorphic sites (*N_p*); haplotype diversity (*h*); nucleotide diversity (π).

Misure di diversità genetica per le sequenze concatenate 16S rDNA e COI. Numero di: individui (N), aplotipi (N_h), siti polimorfici (N_p); diversità aplotipica (h); diversità nucleotidica (π).

Geographic area	Station	N	<i>N_h</i>	<i>N_p</i>	<i>h</i> ±sd	π ±sd	
Central-Southern Tyrrhenian Sea	Central	70	43	8	9	0.340±0.093	0.0008±0.0006
	Southern	18	39	7	8	0.543±0.090	0.0012±0.0009
	Total		82	12	13	0.442±0.068	0.0010±0.0007
North-Western Ionian Sea	S Calabria	20	36	6	6	0.427±0.096	0.0010±0.0008
		15	48	8	11	0.595±0.055	0.0017±0.0011
	Apulia	55	44	16	18	0.675±0.079	0.0024±0.0015
		64	24	7	8	0.597±0.107	0.0016±0.0011
		61	38	5	5	0.529±0.067	0.0014±0.0010
		65	8	4	5	0.750±0.139	0.0018±0.0013
Total		198	29	26	0.578±0.0358	0.0017±0.0011	
Southern Adriatic Sea	S Apulia	152-98	24	6	8	0.543±0.111	0.0014±0.0010
	N Apulia	144	15	4	4	0.371±0.153	0.0009±0.0007
	Total		39	8	9	0.476±0.094	0.0012±0.0009

Conclusions - Genetic diversity estimates of *A. antennatus* in the CE Mediterranean were consistent with previous Mediterranean data but lower than those reported in the Atlantic (Fernández *et al.*, 2011). AMOVA and SAMOVA results of this study corroborates the absence of barriers to gene flow within the Mediterranean, previously reported in the Western side (Roldán *et al.*, 2009; Cannas *et al.*, 2011). The exchange of individuals between fishing grounds and “virgin” deeper dwelling stocks (Sardà *et al.*, 2010) together with larval dispersal and adult migrating phenomena, favour both vertical and horizontal gene flow and connectivity between the study samples.

Acknowledgements: The authors wish to thank P. Carbonara for the material provided during the MEDITS cruises and M.T. Spedicato for her comments.

References

- CANNAS R., SACCO F., FOLLESA M.C., SABATINI A., ARCULEO M., LO BRUTTO S., MAGGIO T., DEIANA A.M., CAU A. (2011) - Genetic variability of the blue and red shrimp *Aristeus antennatus* in the Western Mediterranean Sea inferred by DNA microsatellite loci. *Mar. Ecol.*, **33**: 350-363.
- 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.
- D'ONGHIA G., CAPEZZUTO F., MYTILINEU C., 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.
- FERNÁNDEZ M.V., HERAS S., MALTAGLIATI F., TURCO A., ROLDÁN M.I. (2011) - Genetic structure in the blue and red shrimp *Aristeus antennatus* and the role played by hydrographical and oceanographical barriers. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **421**: 163-171.
- FIorentino F., ORSI RELINI L., ZAMBONI A., RELINI G. (1998) - Remarks about the optimal harvest strategy for red shrimps (*Aristeus antennatus*, Risso 1816) on the basis of the Ligurian experience. In: Leonart J. (ed), *Dynamique des populations marines. CIHEAM*, **35**: 323-333.
- RELINI M., MAIORANO P., D'ONGHIA G., ORSI RELINI L., TURSI A., PANZA M. (2004) - Recapture of tagged deep-sea shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) in the Mediterranean Sea. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, **37**: 424.
- ROLDÁN M.I., HERAS S., PATELLANI R., MALTAGLIATI F. (2009) - Analysis of genetic structure of the red shrimp *Aristeus antennatus* from the Western Mediterranean employing two mitochondrial regions. *Genetica*, **136**: 1-4.
- SARDÀ F., ROLDÁN M.I., HERAS S., MALTAGLIATI F. (2010) - Influence of genetic structure of the red and blue shrimp, *Aristeus antennatus* (Risso, 1816), on the sustainability of a deep-sea population along a depth gradient in the western Mediterranean. *Sci. Mar.*, **74** (Suppl. 3): 569-575.

M. MEREU, B. AGUS, A. CAU, M.F. MARONGIU, P. JEREB*, D. CUCCU

Department of Life Science and Environment, University of Cagliari, Via T. Fiorelli, 1 - 09126 Cagliari, Italy.
cuccu@unica.it

*ISPRA ex-ICRAM, Via Brancati, 48/60 - 00144 Roma, Italy.

FINDING OF TWO LOLIGINIDAE EGG MASSES IN THE SARDINIAN WATERS

RINVENIMENTO DI DUE MASSE D'UOVA DI LOLIGINIDAE NELLE ACQUE SARDE

Abstract - Data of two egg masses of *Loliginidae* collected in Sardinian waters are reported. The depths of finding, the differences in appearance of the capsules and in the egg size between the two masses, have suggested that they belong to the two species, *Loligo forbesii* and *Loligo vulgaris*.

Key-words: egg masses, embryos, Cephalopoda, *Loliginidae*, Sardinian waters.

Introduction - *Loligo vulgaris* (Lamarck, 1798) and *Loligo forbesii* Steenstrup, 1856 inhabit the Sardinian waters at depths ranging from 20 to 270 m and from 40 to 620 m, respectively (Cuccu *et al.*, 2003). In the Mediterranean Sea, egg masses of *L. vulgaris* are commonly observed on rocky areas at about 20-30 m depth while few findings are reported for *L. forbesii* on muddy bottoms from 150 to 703 m (e.g. Lo Bianco, 1909; Salman and Laptikhovsky, 2002). This study aims to describe two *Loliginidae* egg masses found in the Sardinian waters at different depths and suggests at which species they belong.

Materials and methods - The egg masses (I and II) were collected on May 2009 in the Sardinian waters during commercial fishery, respectively by trawl net (N38°39,761' E8°38,000') and by *Octopus* traps (N40°05,296' E8°25,078'). The egg masses stayed at 2 °C in sea water before to be analysed fresh. For each mass the number of capsules, their lengths (to the nearest 1 mm) and the number of the eggs inside were recorded. Length and width of 12 eggs for each capsule were also taken (to the nearest 0.01 mm). Embryos developmental stage was determined according to Naef (1928).

Results - The egg mass I (Fig. 1A) was attached to an anthropogenic hard substrate found on muddy bottom at depth of 170 m. It consisted of 18 translucent capsules, containing 38-42 eggs with embryos. The morphology of the arms, the germinal disk and the pigmentation of the retina indicate that all the embryos were at IX Naef's (1928) stage (Fig. 1C,D). The egg mass II (Fig. 1B) was attached to an octopus-trap recovered from a rocky bottom at 28 m of depth. It was composed of 18 opaque and whitish capsules each with 48 to 52 eggs at the I Naef's stage of development (Fig. 1E). Details of both egg masses were reported in Tab. 1.

Conclusions - The features of the two egg masses recorded in Sardinian waters indicate that they belong to *Loliginidae* species. The size of the eggs (2.90 ± 0.12 mm), the appearance of the capsules (opaque) and the low depth of finding (28 m) associated to a rocky bottom, suggest that the egg mass II could belong to *L. vulgaris*, in accordance with the literature (Orsi Relini *et al.*, 2009). As regards the egg mass I, even if it has been raised from 170 m, depth inhabited by both *Loligo* species (Cuccu *et al.*, 2003), it seems probable that this was laid by *L. forbesii*. In fact the transparency of the capsules and the size of eggs (4.70 ± 0.15 mm) larger than those of *L. vulgaris*, are in agreement with the original descriptions of the egg mass of *L. forbesii* (e.g. Jatta, 1896; Lo Bianco, 1909) and also with subsequent findings of

clutches of this species (e.g. Orsi Relini *et al.*, 2009; Salman and Laptikhovsky, 2002). For *L. forbesii*, the spawning grounds near the shelf break and on muddy bottoms have been previously reported in the Mediterranean Sea (Jatta, 1896; Lo Bianco, 1909); however recent findings of egg masses at 730 m in the Aegean Sea (Salman and Laptikhovsky, 2002) and at 600 m in the Ligurian Sea (Orsi Relini *et al.*, 2009), suggest the need of further investigations on this aspect.

Tab. 1 - Details of the two egg masses analysed (mean±standard deviation in brackets).

Dettagli sulle due masse d'uova analizzate (tra parentesi media±deviazione standard).

Egg mass	Depth (m)	Number of capsules	Length of capsules (mm)	Number of eggs for capsule	Eggs length (mm)	Eggs width (mm)
I	170	18	135-150 [141±15]	38-42 [41±1]	4.43-5.00 [4.70±0.15]	4.00-4.52 [4.22±0.18]
II	28	18	95-111 [105±5.9]	48-56 [52±3]	2.70-2.98 [2.90±0.12]	2.58-2.80 [2.75±0.11]

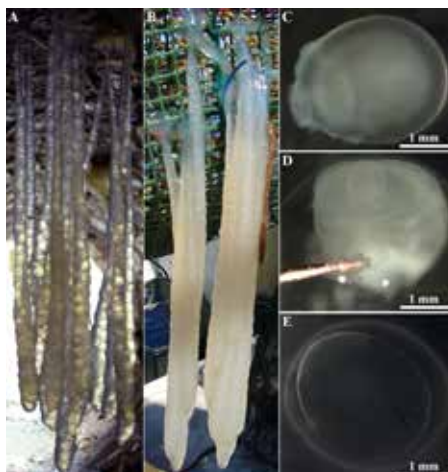


Fig. 1 - Egg mass I (A) and views of an embryo (C, D). Egg mass II (B) and an isolated egg (E).
Massa d'uova I (A) ed embrione (C, D). Massa d'uova II (B) e uovo estratto dalla capsula (E).

References

- CUCCU D., ADDIS P., DAMELE F., MANFRIN PICCINETTI G. (2003) - Primo censimento della teutofauna dei mari circostanti la Sardegna. *Biol. Mar. Mediterr.*, **10** (2): 795-798.
- JATTA G.I. (1896) - I Cefalopodi viventi nel Golfo di Napoli (sistematica). *Fauna und Flora des Golfes von Neapel*, **23**: 268 pp. + 31 pls.
- LO BIANCO S. (1909) - Notizie biologiche riguardanti specialmente il periodo di maturità sessuale degli animali del Golfo di Napoli. *Mitt. Zool. Stat. Neapel*, **19**: 51-761.
- NAEF A. (1928) - Cephalopoda, Embriology. *Fauna and Flora of the bay of Neaples*, **35**, part 1, vol. II: 461 pp. + 37 pls.
- ORSI RELINI L., MANNINI A., LANTERI L., BECCORNIA E. (2009) - First record of an egg mass of *Loligo forbesi* (Cephalopoda: Loliginidae) in the Ligurian Sea, with notes about egg laying patterns in southern populations. *Boll. Malacol.*, **45**: 27-33.
- SALMAN A., LAPTIKHOVSKY V. (2002) - First occurrence of egg masses of *Loligo forbesi* (Cephalopoda: Loliginidae) in deep waters of the Aegean Sea. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **82**: 925-926.

S. MONTANINI^{1,2}, M. STAGIONI^{1,2}, A. ANIBALDI², C. BENASSI FRANCIOSI², M. VALLISNERI¹

¹Department of Biological, Geological and Environmental Science, University of Bologna,
Via Selmi, 3 - 40126 Bologna, Italy.
stefano.montanini2@unibo.it

²Laboratory of Marine Biology and Fisheries, University of Bologna, Fano (PU), Italy.

USING SAGITTAL OTOLITHS FOR ECOMORPHOLOGICAL CHARACTERIZATION OF DEMERSAL FISH FROM ADRIATIC SEA

CARATTERIZZAZIONE ECOMORFOLOGICA DI SPECIE ITTICHE DEMERSALI DELL'ADRIATICO TRAMITE L'UTILIZZO DELLE SAGITTE

Abstract - The morphology of the sagittal otolith were studied in six fish species associated with different feeding pattern and ecological niche. Three percentage indexes were calculated: A%, L% and EL% for each species. Statistical analysis showed inter-specific differences in the morphological features (PCA, PERMANOVA and post-hoc pair-wise analysis on species groups) differentiating benthic species from those bento-pelagic and necto-benthic. Our results suggested that otoliths could be used as fish ecomorphological marker.

Key-words: otoliths, morphometry, feeding, demersal fisheries, Adriatic Sea.

Introduction - Otoliths are a powerful taxonomic feature for fish species identification because of their high inter-specific variability in shape. The morphology of otoliths is strictly linked with environmental factors, feeding habits, physiology. The aim of this study is to analyze whether the morphological features could be associated with diet and ecological niche in six demersal species for MEDITS trawl survey project: *Chelidonichthys lucerna*, *Merlangius merlangus*, *Merluccius merluccius*, *Mullus barbatus*, *Pagellus erythrinus*, *Trisopterus minutus capelanus*.

Materials and methods - A total of 231 sagittal otoliths were sampled from 6 fish demersal species (Tab. 1) obtained from trawl surveys from North Middle Adriatic Sea in 2012. The right and left sagitta of all specimens were removed, cleaned in the ultrasonic bath and kept dry. Digital images of all the sagittae were collected using a NIKON P5100 digital camera linked to a Leica MZ6 stereomicroscope. By ImageJ 1.47j software the following measurements were recorded from both right and left sagittae: LO (maximum length of sagitta), WO (maximum width of sagitta) in mm and OA (otolith area) in mm². To detect inter-specific comparisons, total length of fish (TL) and allometry effects were avoided by normalizing all measurements to a given TL according to Leonart *et al.* (2000). Three percentage indexes were calculated: A%: otolith width/TL of fish%; L%: otolith length/TL of fish%; EL%: otolith width/otolith length%. PCA, PERMANOVA and post-hoc pair-wise analysis on species groups measurements and indexes were performed to test inter-specific differences. The information about feeding habits (IRI%) using to compare the results, were taken from Piccinetti *et al.* (2007). Elaborations were conducted with R software.

Results and conclusions - Two morphologic groups in sagitta shape were found: group 1 with lanceolated otolith including necto-benthic and bento-pelagic gadiforms (*M. merlangus*, *M. merluccius* and *T. minutus c.*) and group 2 with oval otolith including benthic species (*C. lucerna*, *M. barbatus* and *P. erythrinus*). PCA analysis discriminated within group (Fig. 1): within group 1 *M. merluccius* differed from *M. merlangus* and *T. minutus c.* both for the diet as active predator of bony fishes that for more slender body; within group 2 *P. erythrinus* differed

from *C. lucerna* and *M. barbatus* particularly for the diet that was based mainly on polychaetes. PERMANOVA found significant differences among species and pair-wise test comparison were all significant ($p < 0.001$) except for *C. lucerna* - *M. barbatus* and *M. merlangus* - *T. minutus* c. ($p > 0.05$), as evidence by the PCA plot. The present results support the hypothesis that sagitta morphologic features could be used to characterized the sagittae of fish and provides to be an efficient tool for distinguishing the fish ecotype, according to Volpedo and Echeverría (2003).

Tab. 1 - Biological parameters, otolith indexes. IRI%=index of relative importance in percentage of the most preyed taxon.

Parametri biologici principali, indici degli otoliti. IRI%=indice di importanza relativa in percentuale del taxon più predato.

Order/species	TL (mm)	depth (m)	Habitat	IRI%	n°otolith	A%	L%	EL%	Group	PERMANOVA
GADIFORMES										
<i>Merlangius merlangus</i>	96	41	bento-pelagic	Crustacea: 79.79	17	6.6	2.6	39.0	1	
<i>Merluccius merluccius</i>	190	112	necto-benthic	Teleostei: 70.84	35	5.2	2.1	39.5	1	Group 1
<i>Trisopterus minutus</i> c.	156	56	bento-pelagic	Crustacea: 96.21	60	5.7	2.2	39.0	1	vs. Group 2
PERCIFORMES										
<i>Mullus barbatus</i>	112	47	benthic	Crustacea: 85.88	41	2.2	1.6	71.3	2	
<i>Pagellus erythrinus</i>	153	31	benthic	Anellida: 32.34	58	4.8	3.3	65.7	2	$p < 0.001$
SCORPAENIFORMES										
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	220	35	benthic	Crustacea: 94.91	20	1.7	1.3	75.3	2	

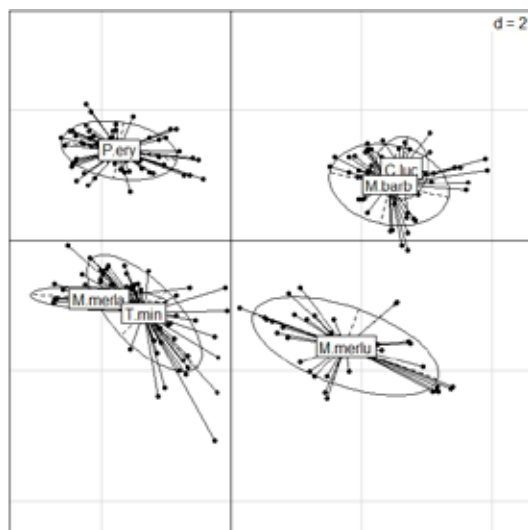


Fig. 1 - PCA plot.

Grafico della PCA.

References

- LLEONART J., SALAT J., TORRES G.J. (2000) - Removing allometric effects of body size in morphological analysis. *J. Theor. Biol.*, **205**: 85-93.
- PICCINETTI C., MANFRIN G., VALLISNERI M., STAGIONI M., MAZZONI E. (2007) - *Struttura trofica di popolazioni demersali*. Progetto MIPAAF N°6-A-56.
- VOLPEDO A.J., ECHEVERRÍA D.D. (2003) - Ecomorphological patterns of the sagittal in fish on the continental shelf off Argentine. *Fish. Res.*, **60**: 551-560.

S. PALLADINO, M. MARCHESAN*, U. MECONI, L. GAGLIARDINI ANIBALDI, G. CANDI

Servizio Agricoltura Forestazione e Pesca, PF Attività Ittiche e Faunistiche-Venatorie, Regione Marche,
Via Tiziano, 44 - 60125 Ancona, Italy.
palladino_silvia@assam.marche.it

*SVIM Sviluppo Marche S.p.A., Società Unipersonale,
Via Martiri della Resistenza, 24 - 60125 Ancona, Italy.

MANAGEMENT PLANS FOR FISHERIES AND THEIR APPLICABILITY IN THE MEDITERRANEAN (MA.RE.MED. PROJECT)

PIANI DI GESTIONE DELLA PESCA E LORO APPLICABILITÀ NEL MEDITERRANEO (PROGETTO MA.RE.MED.)

Abstract - *The Common Fisheries Policy has introduced management plans for fisheries as a new approach to the management of maritime areas and the conservation and sustainable exploitation of marine resources. The MA.RE.MED. Project is developed within the framework of the creation of an integrated Mediterranean maritime policy. Marche Region has carried out a study on the applicability of management plans for fisheries in the Mediterranean, also highlighting related criticalities and opportunities.*

Key-words: *fishery management, fishery policy, fisheries, resource management, Mediterranean Sea.*

Introduction - The main aim of the MA.RE.MED. Project [MARitime REGions cooperation for MEDiterranean, project code 2G-MED09-209, EC Decision C (2007) 6578/2007] is to strengthen the coordination of regional maritime policies in the Mediterranean area and to align them with the EU policies. In the framework of this Project, Marche Region is the coordinator of the fisheries theme. One of the topics that have been thoroughly analysed within this theme is the development of management plans (MPs) for fisheries in the Mediterranean area. A comprehensive survey has been carried out among Project Partners (PP) to assess MPs applicability in the Mediterranean, taking into account that Mediterranean fishery is characterized by: a) multispecies catches, b) great variety of gears, c) traditional “know-how” of fishermen, d) small or medium-scale multi-purpose fleet. The MPs is a EU tool aimed at enhancing a responsible fisheries management by directly involving fishermen in the decision-making process through a bottom-up strategy.

Materials and methods - A first set of data and information on MPs were collected during a diagnostic phase at the beginning of the project. After having analysed these preliminary data and considering PPs’ opinions and positions on the development of MPs for fisheries, Marche Region has deemed appropriate to carry out a pilot action specifically focused on this issue. Relevant aspects were thoroughly tackled through a supplementary questionnaire aimed at obtaining more in-depth information on MPs. In particular the following aspects were examined: 1) European regulatory framework; 2) results and critical issues; 3) impacts on regional coastal areas; 4) current funding and future allocation of monetary resources. The feedback was obtained by the following EU regions involved in the project: France, Spain, Cyprus, Greece and Italy.

Results and conclusions - At the moment, in the Mediterranean area most management plans are still in progress or awaiting for approval. A total of 15 national plans and 6 regional plans have been developed throughout the Regions involved in the MA.RE.MED. Project. These results are summarized in the two figures below (Fig. 1a,b).

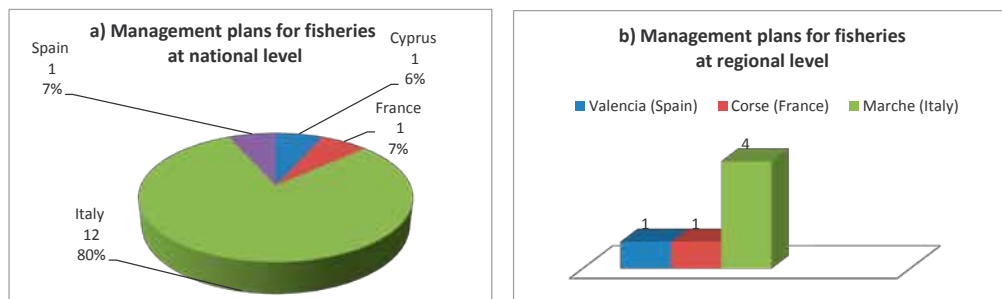


Fig. 1 - Percentages of MPs for fisheries in progress at: a) national level; b) regional level.

Percentuali di piani di gestione della pesca in corso a) a) livello nazionale; b) livello regionale.

The analysis of information and data provided by MA.RE.MED. PP and their fisheries experts has highlighted the following criticalities: i) difficulties in obtaining correct and reliable data and information on fishing from fishermen, and on target species from scientists (not enough scientific data available); ii) difficulties in evaluating the degree of implementation of the technical measures included in the plans at the local level; iii) difficulties in following the European regulations, and too many requests for derogations due to the unsatisfactory connection between rules and real needs of the fishery sector; iv) difficulties in accomplishing the financial requirements by public administrations; v) difficulties in developing effective control mechanisms for the assessment of compliance with measures included in a management plan; vi) difficulties in overcoming of conflicts between different types of fisheries operating in the same marine area. The overcoming of these problems involves a process of awareness raising of fishermen and stakeholders interested in the management plan, and a strong cooperation with both scientific institutes and administrative bodies and authorities involved in planning at the local level. The main positive impacts of management plans highlighted by PPs are that fishermen are forced to join in, and they are made responsible for, and directly involved in the management of fishing areas, and that both fishermen and scientists can provide a valuable contribution to MP development with their own knowledge and experience. On the basis of this project's results, some specific recommendations can be drawn for the development of a fisheries MP model finely-tuned on the Mediterranean area. In particular, the area interested by the MP should be defined at a level as local as possible (small management unit); if feasible, the MP should be focused on a single type of fishing system/gear and on just a few target species; a good knowledge of both biological and environmental characteristics and of socio-economic aspects of the area of interest should be achieved; and, last but not least, the MP should be shared and developed from the very beginning of a plan's creation in concertation with local fishermen and with the groups (stakeholders) for which there is a true interest in its fulfilment.

References

EC DECISION C (2007) - 6578/2007. MED Operative Program approval.

This Programme was co-financed by the European Regional Development Fund.

F. PALMAS, P. PESCI, S. BUTTU, G. ATZORI, M. SECCI, A. SABATINI

Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università di Cagliari,
Via T. Fiorelli, 1 - 09126 Cagliari, Italia.
fr.palmas1@studenti.unica.it

ESTIMATED IMPACT OF THE HORIZONTAL NET OPENING IN THE CALCULATION OF ABUNDANCE INDICES IN THE TRAWL SURVEY

INCIDENZA DELLA STIMA DELL'APERTURA ORIZZONTALE DELLA RETE NEL CALCOLO DEGLI INDICI DI ABBONDANZA NEI TRAWL SURVEY MEDITS

Abstract - The effects of horizontal net opening in the calculation of abundance indices of *Mullus barbatus* (Linnaeus, 1758) (Osteichthyes: Mullidae) and *Aristaeomorpha foliacea* (Risso, 1827) (Crustacea: Decapoda) were investigated in the FAO Geographical Sub-Area 11. New measurements on the performance of the bottom trawl gear were collected in 2011-2012 in order to construct a predictive model of the horizontal net opening. The abundance indices were estimated and compared with an old predicted model. A high correspondence between the two sources of data has been found for *M. barbatus*, while for *A. foliacea* a difference in the absolute values for different years has been highlighted.

Key-words: bottom trawls, gear research, time series, statistical models.

Introduction - Numerous research programs have adopted the bottom trawl to assess demersal resources. In the Mediterranean, an international trawl survey program (MEDITS) has been carried out since 1994 using a bottom trawl gear (GOC 73) (Bertrand *et al.*, 2002). The characteristics of this gear make it usable within the 10-800 m depth range and in the various conditions encountered in the whole survey area (Fiorentini *et al.*, 1996, 1999). In the bottom trawl surveys the net horizontal opening, is the most important parameters which influences the abundance estimates in terms of swept area (Doubleday and Rivard, 1981). Maintaining uniformity in gear geometry from areas and year to year ensures that changes in the catch used to estimate relative abundance for stock assessments, reflect changes in population distribution and density. In this context, the present study aims to compare the variability in the abundance trends of two demersal species, *Mullus barbatus* and *Aristaeomorpha foliacea*, using two different measures of horizontal net opening in order to evaluated eventual systematic errors in the time series.

Materials and methods - The study was performed in the FAO GSA11 (Sardinian Seas). The two horizontal net openings, used to evaluate the swept area, derived one from an old predictive model of gear behavior and the other from a new model produced using the opening trawl data collected during the surveys 2011-2012. The parameter used to assess the two models were the horizontal net opening (HNO) estimated from acoustic sensor (SCANMAR), the bottom depth (BD), fishing speed (FS), towing cable length (CL) and bridles length (BL). A multiple linear regression model was built considering HNO as response variable, while the others parameters were incorporated and tested as potential explanatory variables. The reliability of the model was tested by R^2 value, ANOVA test on the whole model and the statistical significance of each model parameters tested. A χ^2 test was finally performed in order to verify the relationship existing between HNO predicted and observed. The abundance indices were estimated, according to Souplet (1996), for red mullet and the giant red shrimp for the macro-stratum 10-200 and 200-800 m respectively. Finally

the difference between abundance indices time series (1994-2011) estimated using the two different models were tested using Passing and Bablock regression.

Results - In total 113 accurate horizontal net opening measurements were obtained (58 and 55 for 2011 and 2012, respectively). A preliminary study made by plotting the CL vs HNO indicated a different behaviors of trawl net using the BL=100 or BL \geq 150 m. For this reason the multiple regression analysis were applied for the different groups of bridles length. Using a stepwise regression FS ($P>0.10$) variables were removed from the analysis. For both groups the best predictive model resulted only those that includes the cable length as independent variables (bridles length =100, $HNO=10.22+0.0132*CL$, $R^2=74.38$; bridles length ≥ 150 , $HNO=15.38+0.0025*CL$, $R^2=69.21$) (P -value <0.01). The observed vs predicted HNO data relationship resulted not statistically significant (χ^2 test). For red mullet the methods comparison for both biomass and density index showed no proportional differences between the two methods ($P=0.30$, kg/km^2 ; $P=0.30$, Ind/km^2). As well registered for red mullet, for the giant red shrimp the correspondence between methods showed no proportional differences ($P=0.69$, kg/km^2 ; $P=0.66$, Ind/km^2).

Conclusions - Two different predictive models were built due to the behavior of the gear with different bridles length. For both models the multiple regression analysis showed that only cable length have a significant role, in horizontal net opening and than in the calculation of swept area as shown by Fiorentini *et al.* (1996, 1999). The new models integrated different types of situations that can be identified from analyses done bridle by bridle. The comparison of abundance indices for two species highlight difference in the absolute values but not statistically significant differences in the temporal series. A variations may be highlighted from analysis for the deeper species as well *A. foliacea* where the models showed maximum variability estimation of the horizontal net opening. Although this provisional models can be use for the calculation of the abundance indices the study of performance of the trawl net for each year are necessary to avoid constant errors in the time series analysis.

References

- BERTRAND J., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLLET A. (2002) - The general specifications of the MEDITS surveys. *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 9-17.
- DOUBLEDAY W.G., RIVARD D. (1981) - Bottom trawl surveys. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **58**: 1-273.
- FIORENTINI L., COSIMI G., SALA A., PALUMBO V., LEONORI I. (1996) - *Intercalibration des campagnes internationales de chalutage demersales en Méditerranée centrale*. IRPEM. CE Med/93/015: 59 pp.
- FIORENTINI L., DREMIERE P.Y., LEONORI I., SALA A., PALUMBO V. (1999) - Efficiency of the bottom trawl used for the Mediterranean international trawl survey (MEDITS). *Aquat. Liv. Resour.*, **12** (3): 187-205.
- SOUPLLET A. (1996) - Calculation of abundance and length frequencies in the MEDITS survey. In: Bertrand J. (ed), *Campagne internationale de chalutage demersal en Méditerranée (MEDITS)*. Campagne 1995, Vol. III. Rapport final de contract CEE - IFREMER - IEO - SIBM - NCMR (MED/93/020, 0, 18, 006, 004).

M. ROMANELLI, F. FIORI*

ISPRA - Istituto Superiore per la Ricerca Ambientale, Via di Casalotti, 300 - 00166 Roma, Italia.
michele.romanelli@isprambiente.it

*MARE S.c.r.l., Via E. Toti, 2 - 47071 Cattolica (RN), Italia.

CENSIMENTO DELLA PESCA MARITTIMA RICREATIVA AI SENSI DEL D.M. 06.12.2010 MiPAAF: ANALISI DEI DATI

ON-LINE CENSUS OF MARINE RECREATIONAL FISHERY IN ITALY: ANALYSIS OF DATA

Abstract - In Italy the MiPAAF's decree of December 6th 2010 established an individual enrolment of marine sportive and recreational fishers in a national register. A successive decree dated July 15th 2011, however, relieved of registration those fishing by rods from sea shore and un-motorized boats in summer and apparently stopped the entire process. In this paper partial data recorded about the fishing gears, boats and areas of operations are summarised and discussed.

Key-words: recreational fishing, fishery management, tourism.

Introduzione - Nel Mediterraneo la pesca marittima a fini sportivi o ricreativi (o PMSR) è da anni oggetto di studi, anche perché le catture possono rappresentare una frazione aggiuntiva, non trascurabile, della mortalità di molte specie, avere impatti negativi sulle risorse della pesca artigianale ed ostacolare i piani di ricostituzione degli stock di tonno rosso e pescespada (cf. Ünal *et al.*, 2010, con l'ampia bibliografia riportata). Inoltre, l'eventuale vendita di parte delle catture pregiate della PMSR costituisce sleale concorrenza nei confronti dei pescatori professionali (Giuffrè, 2011). In Italia il monitoraggio della PMSR è uno dei *target* proposti per il "buono stato" delle risorse ittiche (Direttiva 2008/56/CE sulla Strategia Marina). Il D.M. 06.12.2010 del MiPAAF prevedeva che la PMSR fosse esercitabile solo da coloro che avessero provveduto a comunicare l'esercizio dell'attività al MiPAAF - DG Pesca e Acquacoltura, specificando le generalità e alcuni dati statistici.

Il D.M. 15.07.2011 ha però esentato da tale adempimento coloro che pescano con la canna solo d'estate, da terra o da barche senza motore; questo fatto appare avere bloccato (o fortemente rallentato) il processo di registrazione dei dati (Giuffrè, 2011). A tutto ciò occorre aggiungere che la pesca ricreativa del tonno rosso e del pesce spada è regolata da circolari MiPAAF, in ottemperanza a norme comunitarie o internazionali.

Materiali e metodi - Dal sito Web del MiPAAF (www.politicheagricole.it) sono stati ottenuti i dati sul numero di persone registratesi per la PMSR, gli attrezzi da pesca denunciati a livello nazionale, il numero di segnalazioni di attività PMSR nelle regioni, il numero di segnalazioni sull'uso frequente, raro o nullo di imbarcazioni.

Risultati - In Tab. 1 sono sintetizzati gran parte dei dati diffusi sul sito Web MiPAAF riguardanti le comunicazioni PMSR note al 20.02.2012. Le comunicazioni riguardano 794.588 persone esercitanti PMSR, le quali utilizzano per lo più diversi attrezzi di cattura e più modalità operative tra pesca a terra, in barca o subacquea. È da notare l'alto numero di segnalazioni di PMSR su barche (578.096 per l'insieme delle persone registrate) e di quelle sull'uso, più o meno frequente, di unità a noleggio (247.257) o *charter fishing* (157.714). Tra gli attrezzi di cattura le canne da pesca appaiono essere utilizzate da quasi tutti i dichiaranti, mentre nasse e palamiti sembrano di uso più raro. Essendo le segnalazioni sulle aree di attività riportate dal sito Web del MiPAAF pari a circa 1,95 milioni, si ricava che gran parte dei pescatori PMSR operano in 2-3 regioni. Sardegna e Sicilia detengono, rispettivamente, 230.724

e 190.528 segnalazioni, seguite da Puglia, Toscana e Calabria con circa 170.000-155.000 indicazioni. Tale andamento sembra essere correlato alla lunghezza dei tratti costieri ed include aree con sensibili differenze nella densità di residenti (con densità più alte in Puglia e Sicilia). Infine, si segnala che nessuna regione ha meno di 82.000 segnalazioni.

Tab. 1 - Sintesi dei dati MiPAAF sul numero di pescatori PMSR e le attrezzature da essi utilizzate.
Synopsis of data by MiPAAF on MRF fishermen and their gears and equipment.

Totale pescatori registrati (al 20/02/2012): 794.588					
Tipologia	n	Percent.	Dichiarazioni	n	n dichiar./
pesca		pescatori	attrezzi		pescatore
Da terra	708.127	89,1%	Canne da pesca	739.138	0,93
Da unità da diporto	578.096	72,8%	Lenze	485.438	0,61
Subacquea	325.341	40,9%	Filaccioni o nattelli	331.490	0,42
Tot. dichiarazioni	1.611.564		Palamiti di fondo	265.546	0,33
Unità da diporto utilizzate		Percent.	Nasse	175.542	0,22
		dicharaz.	Coppo o bilancia	162.605	0,20
Privato	225.828	39,1%	Fucili subacquei o fiocine	303.040	0,38
Noleggio	247.257	42,8%	Tot. dichiarazioni	2.462.799	3,10
Charter fishing	157.714	27,3%			
Tot. dichiarazioni	578.096	-			

Conclusioni - Nel loro complesso i dati del MiPAAF delineano un quadro della PMSR italiana ridimensionato rispetto a quanto stimato dall'Ismar-Cnr di Ancona a seguito di varie indagini svolte "sul campo" nel 1996-2001 (circa 1,5 milioni di pescatori sportivi o ricreativi, valore che fu calcolato sulla base delle 750.000 barche da diporto o non soggette a immatricolazione a quel tempo presenti in Italia; Cingolani *et al.*, 2005).

I dati diffusi dal MiPAAF fanno ipotizzare che solo la parte più "attiva" (o ligia alla normativa) dei pescatori PMSR ha inviato le proprie comunicazioni, anche per effetto delle modifiche introdotte col D.M. 15.07.2011. Tuttavia questi dati confermano l'importanza del settore, sia dal punto di vista economico che per le eventuali ripercussioni sulle risorse ittiche e sulla pesca professionale (GFCM, 2011).

Bibliografia

- CINGOLANI N., SANTOJANNI A., COLELLA S., DONATO F. (2005) - Interazioni e conflittualità tra pesca sportiva e professionale. *Biol. Mar. Mediterr.*, **12**: 496-499.
- GFCM (2011) - *Report of the transversal workshop on the monitoring of recreational fisheries in the GFCM area*. Palma de Majorca, Spain, October 20-22 2010: 31 pp.
- GIUFFRÈ M. (2011) - *Censimento e licenza per i pescatori: come tutelare lo sport dall'abusivismo*. (URL: www.viveregenova.comune.genova.it).
- ÜNAL V., ACARLI D., GORDOA A. (2010) - Characteristics of marine recreational fishing in the Çannakale Strait (Turkey). *Mediterr. Mar. Sci.*, **11**: 315-330.

P. SARTOR, F. COLLOCA¹, A. LIGAS, A. MANNINI², E. PRIMERANO,
M. SBRANA, A. VOLIANI³, S. DE RANIERI

Consorzio per il Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata "G. Bacci",
Viale Nazario Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.

psartor@cibm.it

¹CNR-IAMC, Mazara del Vallo (TP), Italia.

²DISTAV, Università di Genova, Genova, Italia.

³ARPAT-RIBM, Livorno, Italia.

RUOLO DELLE AREE DI NURSERY PER I GIOVANILI DI NASELLO, *MERLUCCIUS MERLUCCIUS* (L., 1758), NELLA GSA 9

ROLE OF THE NURSERY AREAS FOR THE JUVENILES OF EUROPEAN HAKE, MERLUCCIUS MERLUCCIUS (L., 1758) IN THE GSA 9

Abstract - The role of nursery areas for the juveniles of *Merluccius merluccius* (Osteichthyes: Gadiformes) has been investigated in GSA 9. European hake specimens with total length <15 cm caught in nursery areas showed significantly higher values of hepatosomatic and stomach repletion indices, as well as condition factor values, than the specimens caught in areas with lower density. These results seems to indicate that nursery areas offer an advantage, in trophic and energetic terms, for the juveniles of hake.

Key-words: recruitment, feeding, Ligurian Sea, Tyrrhenian Sea, population dynamic.

Introduzione - Questo studio è rivolto ai giovanili di nasello, *Merluccius merluccius* (L., 1758), esemplari ancora immaturi sessualmente. Nella subarea geografica FAO GSA 9 (Mar Ligure e Tirreno centro-settentrionale) ci sono le aree di nursery di nasello tra le più importanti, in densità di esemplari, di tutto il Mediterraneo. L'obiettivo del lavoro è valutare se le aree di nursery offrono un vantaggio, in termini trofico-energetici, alle reclute di nasello, rispetto alle aree ove la densità dei giovanili è ridotta.

Materiali e metodi - Sono stati utilizzati dati provenienti dalla campagna di pesca a strascico sperimentale MEDITS, realizzata nel 2011 nella GSA 9. I dati provengono da 18 cale effettuate tra 60 e 250 m di profondità: 9 sono state effettuate in aree ad elevata concentrazione di giovanili di nasello (potenziali aree nursery), 9 in aree a bassa concentrazione (Bartolino *et al.*, 2008). Sono stati campionati 1913 individui, secondo un disegno stratificato (area e classe di taglia), suddivisi in due classi di taglia (I=3,5-8,0 cm di Lunghezza Totale; II=8,5-15 cm). Per ogni esemplare è stato calcolato l'indice epatosomatico (peso fegato/peso eviscerato), esaminato il contenuto gastrico, valutato il grado di replezione stomacale e calcolato il fattore di condizione di Fulton, così espresso: $K=1000*W/L^3$ dove W è il peso corporeo del pesce in (g), L è la lunghezza totale in cm (Froese, 2006). I dati sono stati analizzati con test statistici non parametrici ed analisi della varianza (previa verifica delle assunzioni di omoscedasticità delle varianze e normalità dei dati), per valutare differenze negli indici considerati in funzione dell'area (nursery/non nursery).

Risultati - L'analisi della varianza ad un fattore, applicata ai dati dell'indice epatosomatico, ha evidenziato differenze significative sia per il fattore area ($p<0,005$) sia per la taglia ($p<0,001$). Il valore medio dell'indice è risultato significativamente maggiore nelle aree nursery rispetto alle aree non nursery (0,0192 contro 0,0177) e nella classe di taglia II rispetto alla classe di taglia I (0,0205 contro 0,0165). L'Indice di Replezione stomacale [n. stomaci pieni / (n. stomaci vuoti + n. stomaci pieni)]

ha mostrato differenze significative rispetto al fattore area per entrambe le classi di taglia (Tab. 1). Dall'analisi dei contenuti gastrici è emerso il ruolo predominante dei crostacei eufausiaci nella dieta, senza tuttavia sostanziali differenze tra le due aree.

Tab. 1 - Risultati del test statistico per la replezione stomacale. NA=dato non acquisito; I.R.=indice di replezione.

Stomach fullness. NA=datum not collected; I.R.=repletion index.

Classe di taglia	Area	Stomaci vuoti	Stomaci pieni	NA	I.R.	Classe di taglia	Area	Stomaci vuoti	Stomaci pieni	NA	I.R.
I	nursery	104	46	124	0,31	II	nursery	355	196	96	0,36
	non nursery	440	73	18	0,14		non nursery	360	79	22	0,18
$\chi^2 = 21,29$; gdl = 1; $p < 0,001$						$\chi^2 = 37,62$; gdl = 1; $p < 0,001$					

Anche i valori del fattore di condizione K di Fulton (sia relativamente al peso totale che al peso eviscerato), comparati tramite il test *t* di Student, sono risultati maggiori per gli esemplari provenienti dalle aree di nursery (Tab. 2).

Tab. 2 - Risultato del test *t* di Student per l'indice di condizione K di Fulton.

Result of Student's t-test for the Fulton condition factor.

Valore medio area nursery	Valore medio area non nursery	Peso	t	gl	p
0,62	0,57	totale	10,88	1083	<0,001
0,58	0,54	eviscerato	7,96	1054	<0,001

Conclusioni - I risultati di questa analisi confermano le osservazioni di Cannella *et al.* (2011), suggerendo che le aree di nursery forniscano un vantaggio, in termini trofici ed energetici, per il successo del reclutamento del nasello. È tuttavia necessario disporre di serie temporali più lunghe di osservazioni ed investigare altri aspetti. In particolare sarà necessario analizzare in dettaglio la crescita assoluta degli organismi nelle prime fasi di vita e caratterizzare dal punto di vista ecosistemico gli habitat.

Bibliografia

- BARTOLINO V., COLLOCA F., SARTOR P., ARDIZZONE G. (2008) - Modelling recruitment dynamics of hake, *Merluccius merluccius*, in the central Mediterranean in relation to key environmental variables. *Fish. Res.*, **92** (2-3): 277-288.
- CANNELLA M., COLLOCA F., ARDIZZONE G.D. (2011) - Valutazione del ruolo degli habitat per il successo del reclutamento del nasello (*Merluccius merluccius*) del Mar Tirreno. *Biol. Mar. Mediterr.*, **18** (1): 18-21.
- FROESE R. (2006) - Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.*, **22**: 241-253.

M. VALLISNERI¹, S. MONTANINI^{1,2}, M. STAGIONI^{1,2}, S. TOMMASINI¹

¹Department of Biological, Geological and Environmental Science, University of Bologna,
Via Selmi, 3 - 40126 Bologna, Italy.
maria.vallisneri@unibo.it

²Laboratory of Marine Biology and Fisheries, University of Bologna, Fano (PU), Italy.

FEEDING HABITS OF RED GURNARD, *ASPITRIGLA CUCULUS*, (LINNAEUS, 1758) IN NORTHERN-CENTRAL ADRIATIC SEA

ABITUDINI ALIMENTARI DI ASPITRIGLA CUCULUS (LINNAEUS, 1758) IN NORD-CENTRO ADRIATICO

Abstract - The stomach contents of red gurnard, *Aspitrigla cuculus* (Osteichthyes: Scorpaeniformes), specimens collected in the Northern-Central Adriatic Sea have been analyzed to determine diet according to fish size and depth. Crustaceans, particularly *Lophogaster typicus* (Lophogastrida) and Decapoda represented the basic food for all sizes (%IRI=99.12 for juveniles; %IRI=97.92 for adults). The diet of adults was similar to those of juveniles and it does not change with depth, indicating trophic specialization and preference for prey with a wide distribution.

Key-words: diet, Adriatic Sea, *Aspitrigla cuculus*.

Introduction - Notwithstanding the ecological and economic interest played by *Aspitrigla cuculus* in the Mediterranean, many aspects of its biology are poorly understood (Vallisneri *et al.*, 2012). Moreover, the feeding activity and possible ontogenetic diet changes, are almost unknown (Terrats *et al.*, 2000), particularly in Italian Seas (Colloca *et al.*, 1994). Along the Italian coasts the red gurnard lives down to 400 m with the highest density between 100 and 200 m, while it is absent under 50 m.

Materials and methods - A total of 390 specimens of *A. cuculus* were collected in the Northern-Central Adriatic Sea by bottom trawl surveys (years 2007-2009). Specimens were measured to the nearest mm (total length) and weighed to the nearest 0.1 g. Sex and gonad maturity levels were defined according to the sexual maturity scales used for the EU MEDITS project (Bertrand *et al.*, 2007). Specimens were classified into two size groups: juveniles and adults, according to the maturity stage. Samples were dissected and stomachs were removed and preserved in 70% ethanol for stomach content analysis. Diet was expressed as percentage by number, by weight, by index of relative importance of each prey item (Tab. 1). Depth distribution was analysed by Pearson's Chi-squared test in order to test the significance of the relationship between size groups and depth. Ontogenetic diet change was explored using "Morosita index" (Pusey and Bradshaw, 1996), which investigates intra-specific niche overlap among size classes.

Results - Juveniles (n 118) showed maximum size of 113 mm TL and depth range between 55 to 177 m; adults (n 272) showed maximum size of 262 mm and preference to greater depths than juveniles ($p < 0.001$), between 82.3 to 246 m. Trophic spectrum of *A. cuculus* comprised four main categories: Crustacea, Teleostei, Mollusca and Echinodermata (Tab. 1). Almost the entire diet was based on crustaceans (%Cn=93.88; %Cw=91.15; %IRI=98.26), the other taxa were accessory prey. *Lophogaster typicus* (Mysida, Lophogastrida) was the most abundant and preferred prey, being the almost exclusive prey both in the diet of juveniles and adults; decapods were the secondary prey. The feeding habits of adults resulted similar to those of juveniles. For the ontogenetic groups (juveniles and adults) intraspecific overlap were recorded: "Morosita index" values was extremely high: C=0.991.

Tab. 1 - Diet analysis by *A. cuculus* in the Northern-Central Adriatic Sea. %Cn=percentage by number; %Cw=percentage by weight; IRI%= index of relative importance in percentage.
Analisi della dieta in A. cuculus del nord-centro Adriatico. %Cn=numero percentuale; %Cw=peso percentuale; IRI%=indice di importanza relativa in percentuale.

TAXA	ASPITRIGLA CUCULUS					
	JUVENILES			ADULTS		
	%Cn	%Cw	%IRI	%Cn	%Cw	%IRI
CRUSTACEA	97.62	96.35	99.12	92.61	90.51	97.92
TELEOSTEI	0.40	0.22	<0.01	1.21	3.77	0.04
MOLLUSCA	-	-	-	1.08	0.34	0.03
ECHINODERMATA	0.40	0.02	<0.01	0.27	0.32	<0.01
UNIDENTIFIED REMAINS	1.59	3.42	0.87	4.84	5.07	2.00

Conclusions - The dominant role played by the crustaceans in the diet of *A. cuculus* is confirmed by literature, nevertheless, the main species are different in different places (Colloca *et al.*, 1994). Diet is substantially the same around the size of sexual maturity, around 110 mm (Vallisneri *et al.*, 2012), although the samples show a migration pattern related to growth. Our results are different from those of Moreno-Amich (1992), because around size of sexual maturity Decapoda increase their importance respect to Mysida and Lophogastrida; fish are the most important prey after the crustaceans. In the Adriatic Sea, *A. cuculus* seems to display a rather specialised diet, feeding almost exclusively on necto-benthic crustaceans, as previously reported by Colloca *et al.* (1994) in the Tyrrhenian Sea and Terrats *et al.* (2000) in the Aegean Sea.

References

- BERTRAND J., SOUPLET A., GIL DE SOLA L., RELINI G., POLITOU C-Y. (2007) - *International bottom trawl survey in the Mediterranean (Medits), Instruction manual - Version 5.* <http://archimer.ifremer.fr/doc/00002/11321/>
- COLLOCA F., ARDIZZONE G.D., GRAVINA M.F. (1994) - Trophic ecology of gurnards (Pisces: Triglidae) in the central Mediterranean Sea. *Marine Life*, **4**: 45-57.
- MORENO-AMICH R. (1992) - Feeding habits of red gurnard *Aspitrigla cuculus* (L. 1758) (Scorpaeniformes, Triglidae), along the Catalan coast (northwestern Mediterranean). *Hydrobiologia*, **228**: 175-184.
- PUSEY B.J., BRADSHAW S.D. (1996) - Diet and dietary overlap in fishes of temporary waters of southwestern Australia. *Ecol. Freshw. Fish*, **5**: 183-194.
- TERRATS A., PETRAKIS G., PAPAConstantinou C. (2000) - Feeding habits of *Aspitrigla cuculus* (L. 1758) (red gurnard), *Lepidotrigla cavillone* (Lacepede, 1802) (large scale gurnard) and *Trigloporus lastoviza* (Brunn,1768) (rock gurnard) around Cyclades and Dodecanese Islands (E. Mediterranean). *Mediterr. Mar. Sci.*, **1**: 91-104.
- VALLISNERI M., MONTANINI S., STAGIONI M. (2012) - Size at maturity of triglid fishes in the Adriatic Sea, northeastern Mediterranean. *J. Appl. Ichthyol.*, **28**: 123-125.

S. VITTORI, P. ALTEA, B. AGUS, G. ATZORI, AL. CAU, P. PESCI

Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università di Cagliari,
Via T. Fiorelli, 1 - 09126 Cagliari, Italia.
svittori@unica.it

DIFFERENCES IN LENGTH STRUCTURES OF *MERLUCCIVUS MERLUCCIVUS* IN SARDINIAN SEAS: AN EVIDENCE FOR THE EXISTENCE OF DIFFERENT STOCKS?

DIFFERENZE NELLA STRUTTURA DI TAGLIA DI MERLUCCIVUS MERLUCCIVUS NEI MARI SARDI: UN INDIZIO PER L'ESISTENZA DI STOCK DIVERSI?

Abstract - A fish stock is a part of a population, commercially exploited by fishing, characterized by distinctive demographic traits; it has a particular response to exploitation. The aim of this work is to provide a preliminary information on the size structure of European hake *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) (Osteichthyes: Gadiformes) along Eastern and Western coasts of Sardinia. Results showed a clear difference in the length structure of the species in the two areas which could imply the presence of different stocks along Sardinian seas.

Key-words: Sardinian seas, stock identification, *Merluccius merluccius*.

Introduction - The stock is the basic unit for population dynamic models. Its concept is closely linked to that of population. Few studies have been carried out to investigate the stocks of *Merluccius merluccius* in the Mediterranean (Mattiucci *et al.*, 2004; Tanner *et al.*, 2012 among others) and none of them was successful to definitely identify their geographical boundaries. FAO GFCM (General Fisheries Commission for the Mediterranean) has defined management areas based on political considerations rather than biological ones, where the whole Sardinia is the Sub Area 11. Despite of this, some studies highlighted the presence of different stocks in the Mediterranean Sea (i.e. Abaunza *et al.*, 2008) and Sardinia has an intermediate position between a Western and a Central stock. The aim of this work is to investigate the length structure of the European hake in Sardinia and to highlight differences between the Western and Eastern coasts. This would be a first step in clarify the stock structure for the European hake in this area.

Materials and methods - Specimens were collected during the MEDITS trawl survey (2004-2011). Data from the two Sardinian coasts were selected (13.158 individuals). Percentage of total Length-Frequency Distributions (LFD, %) by area were used to highlight the differences between them. LFDs by geographical area and year (1 cm length class) were used for cluster analysis. Euclidean distance was applied as distance measure and samples were classified by hierarchical agglomerative cluster analysis using the complete linkage method. ANOSIM test was used to assess significant differences in the groups by coasts (PRIMER package, release 6.1.6, Clarke, 1993).

Results - Eastern population data ranges between 5 and 64 cm TL and the distribution shows two cohorts with modal classes of 10 and 21 cm TL. Western population data shows a similar range (4-60 cm TL, main modal class 13 cm TL) but the distribution appears different and shifted toward left (small specimens), differently from the Eastern LFD that records larger specimens (Fig. 1). Cluster analysis (Fig. 2) clearly identifies two main groups. The first one gathers all data from the Western coast, together with the 2004 and 2009 eastern data. The second one is made up only

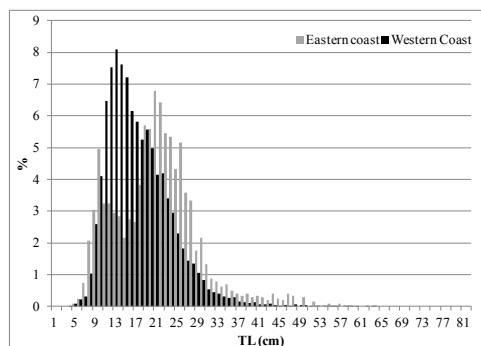


Fig. 1 - LFDs of *Merluccius merluccius* in the Eastern and Western coasts of Sardinia.

Distribuzioni taglia frequenza totali di Merluccius merluccius nelle coste Orientale e Occidentale della Sardegna.

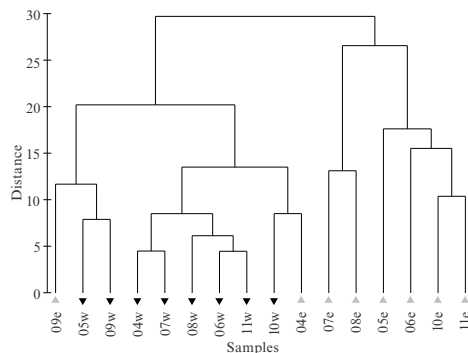


Fig. 2 - Cluster analysis (▼ Western coast, ▲ Eastern coast).

Analisi dei cluster (▼ costa occidentale, ▲ costa orientale).

by Eastern samples. Clustering points out as well the high variability among years in LFDs for the Eastern coast. ANOSIM test (P value < 0.01) confirms the significance of the differences in LFDS between the two areas.

Conclusions - Our analyses highlighted a clear differentiation in the length structure of *M. merluccius* between the two coasts of Sardinia, suggesting a high level of complexity for the population of the area. Given that length frequency distribution data reflects growth, recruitment and mortality rates of a population (Tully and Hillis, 1995), it is possible that the two detected groups could belong to different stocks thus responding in a different way to exploitation. This study, upholding the fact that European hake stock doesn't necessarily correspond to the current management units, represents a first step towards a better knowledge of the population structure of an important commercial species and points out the need of additional research in this sense.

References

- ABAUNZA P., MURTA A.G., CAMPBELL N., CIMMARUTA R., COMESANA A.S. DAHLE G., GARCIA SANTAMARIA M.T., GORDO L.S., IVERSEN S.A., MACKENZIE K., MAGOULAS A., MATTIUCCI S., MOLLOY J., NASCETTI G., PINTO A.L., QUINTA R., RAMOS P., SANJUAN A., SANTOS A.T., STRANSKY C., ZIMMERMANN C. (2008) - Stock identity of horse mackerel (*Trachurus trachurus*) in the Northeast Atlantic and Mediterranean Sea: Integrating the results from different stock identification approaches. *Fish. Res.*, **89** (2): 196-209.
- CLARKE K.R. (1993) - Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, **18**: 117-143.
- MATTIUCCI S., ABAUNZA P., RAMADORI L., NASCETTI G. (2004) - Genetic identification of *Anisakis* larvae in European hake from Atlantic and Mediterranean waters for stock recognition. *J. Fish Biol.*, **65**: 495-510.
- TANNER S.E., VASCONCELOS R.P., CABRAL H.N., THORROLD S.R. (2012) - Testing an otolith geochemistry approach to determine population structure and movements of European hake in the northeast Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *Fish. Res.*, **125-126**: 198-205.
- TULLY O., HILLIS J.P. (1995) - Causes and spatial scales of variability in population structure of *Nephrops norvegicus* (L) in the Irish Sea. *Fish. Res.*, **21**: 329-347.

C. FACCA, A. BONOMETTO*, R. BOSCOLO*, A. SFRISO

Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica (DAIS), Università Ca' Foscari Venezia,
Calle Larga Santa Marta, 2137 - 30123 Venezia, Italia.
facca@unive.it

*Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), 30015 Chioggia (VE), Italia.

PLANKTONIC AND BENTHIC MICROALGAE IN CHOKED AREAS OF THE VENICE LAGOON AND THEIR RELATIONSHIPS WITH WATER AND SEDIMENT PHYSICO-CHEMICAL PARAMETERS

MICROALGHE PLANCTONICHE E BENTONICHE IN AREE CONFINATE DELLA LAGUNA DI VENEZIA E LORO RELAZIONI CON I PARAMETRI CHIMICO-FISICI DI ACQUA E SEDIMENTO

Abstract - *Phytoplankton taxonomic composition and cell abundance were determined monthly in choked area of Venice lagoon. Such data were compared with nutrient and chlorophyll concentrations in water and surface sediments in order to draw planktonic-benthic interaction. A significant contribute to diversity was recorded for the planktonic community but the abundance and seasonal trends were independent.*

Key-words: *chlorophylls, phytoplankton, sediments, water, Venice lagoon.*

Introduction - Water-sediment interactions are of primary importance to better understand shallow ecosystem processes and trophic levels. Brito *et al.* (2012) discussed which is the contribute of microphytobenthos (MPB) to phytoplankton (PPL) in few restricted sites of Venice lagoon. Despite the correlation between MPB and PPL, the seasonal and spatial variability of the two microalgal communities was found to be quite different (Facca *et al.*, 2002; Brito *et al.*, 2012). The present paper aims at deepening that study including choked zones and comparing microalgal occurrence with water and sediment physico-chemical conditions.

Materials and methods - In 2010, samples were collected monthly at 4 sites (Ca' Zane=CZ, Millecampi=ML, Teneri=TN, Palude della Rosa=PR) located in choked and always submerged areas (depth: 0.5÷0.7 m msl). Temperature, Salinity (S), suspended solids, light transmission, chlorophyll *a* (Chl *a*), reactive phosphorus, dissolved inorganic nitrogen, PPL taxonomic composition and cell abundance were determined in water samples. Total nitrogen, total and inorganic carbon, total and inorganic phosphorus, grain size and density were measured in the surface sediments (top 5 cm). All methods are described in Facca *et al.*, 2002. Chl *a* was measured in the first cm of sediment on freeze-dried samples by means of spectrophotometric detection.

Results - The highest PPL cell abundance (annual mean 7×10^6 cells l^{-1} ; peak value 23×10^6 cells l^{-1}) occurred at CZ, the only site in a euhaline choked water body. The other stations were located in polyhaline choked areas and they all had similar abundance (annual mean $\approx 3 \times 10^6$ cells l^{-1} ; peak value $\approx 12 \times 10^6$ cells l^{-1}). The seasonal trends were characterized by a peak in July-August and a slight increase in late winter. At CZ, a prolonged nanoflagellate (spherical flagellated cells $< 5 \mu m$) bloom ($> 17 \times 10^6$ cells l^{-1}) started in July and lasted till the end of September. Nanoflagellates represented the dominant taxon at all sites and in all seasons, whereas diatoms hardly reached a maximum relative abundance (RA) $> 36\%$ (Tab. 1). Despite of its low RA, diatom taxonomic composition let to verify how important was the contribute of benthic microalgae to PPL diversity. Most of these species were, in fact, typically benthonic, but some may be found equally in the water and in the surface sediments and just few were planktonic (Tab. 1). Dinoflagellates were negligible.

Tab. 1 - For each site, mean Relative Abundance (RA) of the main observed PPL groups is reported. In the column on the right, minimum and maximum RA was calculated by month.

Per ciascun sito sono riportate le medie delle abbondanze relative (RA) dei principali gruppi fitoplanctonici osservati. Nella colonna a destra sono indicati i massimi e i minimi delle RA calcolati su base mensile.

	ML	TN	PR	CZ	Temporal variations
Diatom RA (%)	15.4	23.3	14.3	9.0	8.2-36.1
Nanoflagellates RA (%)	70.3	67.2	79.7	83.7	53.2-84.5
Benthic species RA (%)	54.8	41.5	75.7	59.0	30.9-60.5
Planktonic species RA (%)	4.46	8.61	5.8	11.3	0-38.8
Planktonic/Benthic species RA (%)	29.3	45.2	13.6	25.6	3.9-52.5

Chl *a* in the water column varied between 0.40 and 6.51 $\mu\text{g l}^{-1}$, being the highest at CZ and in July. Chl *a* in the surface sediments was maximum during winter in all sites except for ML, where it peaked in summer. On the basis of sediment density and porosity, benthic Chl *a* varied between 0.55 and 17.60 $\mu\text{g ml}^{-1}$ wet sediment, being the highest at CZ and 3 order of magnitude higher than PPL. Chl *a* in water was well correlated with PPL cell abundance and, in particular, with diatoms ($p < 0.001$), whereas no correlation was recorded with Chl *a* in the surface sediments. PPL mainly depended on increasing temperature and light availability (p -value < 0.05); benthic Chl *a* was negatively correlated (p -value < 0.05) with water temperature, inorganic carbon and suspended solids and positively with oxygen saturation and inorganic phosphorus.

Conclusions - Phytoplankton was dominated by nanoflagellates, which occurrence has always been significant in Venice lagoon but at a minor extent (Bernardi Aubry *et al.*, 2013). Reduction of phytoplankton cell size could be related to global warming (Peter and Sommer, 2012) but further investigations are needed. Benthic and planktonic Chl *a* concentrations and trends appeared to be independent, in choked area as well as in restricted zones (Facca *et al.*, 2002). Comparing the taxonomic list of benthic and planktonic microalgae, it was observed that most of the diatoms in the water column are typical of the benthic habitat. Therefore the main interaction are in term of community diversity. Temperature seasonal variations and light availability were the key factors influencing both microalgal assemblages, but PPL and MPB showed opposite relation with temperature, confirming previous observations (Facca *et al.*, 2002). At CZ the less macrophyte coverage may explain the high Chl *a* values.

References

- BERNARDI AUBRY F., ACRI F., BIANCHI F., PUGNETTI A. (2013) - Looking for patterns in the phytoplankton community of the Mediterranean microtidal Venice Lagoon: evidence from ten years of observations. *Sci. Mar.*, **77** (1): 47-60.
- BRITO A.C., FERNANDES T.F., NEWTON A., FACCA C., TETT P. (2012) - Does microphytobenthos resuspension influence phytoplankton in shallow systems? A comparison through a Fourier series analysis. *Estuar. Coast. Shelf. S.*, **110**: 77-84.
- FACCA C., SFRISO A., SOCAL G. (2002) - Changes in abundance and composition of phytoplankton and microphytobenthos due to increased sediment fluxes in the Venice lagoon, Italy. *Estuar. Coast. Shelf. S.*, **54**: 773-792.
- PETER K.H., SOMMER U. (2012) - Phytoplankton cell size: intra- and interspecific effects of warming and grazing. *PLoS ONE*, **7** (11), doi: 10.1371/journal.pone.0049632.

O. MANGONI, R. CASOTTI*, F. MARGIOTTA*, M. SAGGIOMO*, V. SAGGIOMO*

Dipartimento di Biologia, Università di Napoli Federico II,
Via Mezzocannone, 8 - 80134 Napoli, Italia.
olga.mangoni@unina.it

*Stazione Zoologica di Napoli "Anton Dohrn", Napoli, Italia.

MARINE STRATEGY: SPATIO-TEMPORAL DYNAMICS OF PHYTOPLANKTON ASSEMBLAGES IN DIFFERENT COASTAL MARINE AREAS OF THE ADRIATIC SEA

STRATEGIA MARINA: DINAMICA SPAZIO-TEMPORALE DEI POPOLAMENTI FITOPLANCTONICI IN DIFFERENTI AREE MARINO-COSTIERE DEL MAR ADRIATICO

Abstract - The spatio-temporal dynamic of phytoplankton assemblages in three sectors of Adriatic Sea characterized by different trophic conditions shows that size structure and shift in chemotaxonomic composition can be used to describe phytoplankton responses to environmental forcing.

Key-words: chemotaxonomy, HPLC, phytoplankton, size distribution, Adriatic Sea.

Introduction - In the frame of MSFD the general aim of the Descriptor 5 is to minimize the negative effects of anthropogenic eutrophication on the marine ecosystem. However, the tools to reach the criteria for the assessment of Good Environmental Status (GES) are not clearly defined and agreed upon. In recent years, HPLC analyses of phytoplankton liposoluble pigments have proved to be very informative on the community composition in terms of larger taxonomical groups (Wright and Jeffrey, 2006; Mangoni *et al.*, 2008). In addition, this approach holds the advantage to include the small-size component, usually underestimated by microscopy. The few HPLC-based studies on size-fractionated samples provide useful insights into the taxonomic diversity of the pico-sized phytoplankton (e.g. Ansoategui *et al.*, 2003). The aim of this study is to analyse the spatio-temporal dynamic of phytoplankton assemblages in terms of size structure and chemotaxonomic composition (Mackey *et al.*, 1996) in three sectors of Adriatic Sea characterized by different trophic conditions as related to environmental features.

Materials and methods - From 1996 to 2002, several oceanographic campaigns were carried out in three assessment areas (IT-AS-B08-0001b/0002/0003) of the Adriatic Sea during different seasons in the frame of the PRISMA2 Project and INTERREG II Italy-Greece Program. Temperature and salinity profiles were acquired by means of CTD from surface to bottom. Measurements of size fractionated chlorophyll *a* (Chl_a) and HPLC pigment spectra were carried out at selected depths (Brunet and Mangoni, 2010).

Results - The surface salinity distribution showed an evident N-S gradient, conditioned by the seasonal dynamics of the Po River inputs which, in turn, respond largely to the alpine ice cycle. The Po River water flows southward along the Italian coast and can be detected down to the Otranto Strait. Chl_a concentrations clearly reflected the different trophic conditions of the three sectors. The highest concentrations and variations were recorded in the Northern Sector during spring. The pulse of fresh water inputs from the Po River was the driving factor of the phytoplankton dynamics in terms of abundance, composition and size structure. Micro-phytoplankton was the dominant fraction in low salinity conditions, while

the nano- and pico-phytoplankton fractions characterized the offshore areas. In the eutrophic Northern Sector, the micro-phytoplankton fraction dominated in the coastal area (~60% of total Chl a), while in offshore areas the nanoplanktonic fraction played a major role in spring and winter. In the Northern-Central sector, characterized by mesotrophic conditions, the nano- and pico-phytoplankton fractions prevailed in both coastal and offshore areas. In the Southern Sector, pico-phytoplankton was always dominant in both coastal and offshore areas. The percent contribution of chemotaxonomic pigments confirmed the different ecological features of the three sectors in both coastal and offshore areas. The Northern Sector was dominated by large diatoms. In the Northern-Central Sector, the contribution of diatoms decreased while increased that of Haptophyta, mainly represented by nano-sized algae. In the Southern Sector the contribution of Cyanophytae and Chlorophytae was relatively larger. A PCA applied to salinity, Chl a , percent contributions of size fractions and main phytoplankton groups showed that low salinity areas were characterized by high biomass concentrations (mainly micro- and nano-phytoplankton) and high contributions of Diatoms and Dinophyta. High salinity waters were associated to the smallest fraction (pico-phytoplankton), which was strongly correlated to Cyanophyta.

Conclusions - The Adriatic Sea represents an excellent area to study the spatio-temporal variations of primary production processes in terms of biomass abundance and size structure as related to different environmental conditions. This study shows that the patterns of phytoplankton size-fraction distribution and chemotaxonomic composition, are an intrinsic property of pelagic communities. Indeed, these are determined by ecological constraints related to trophic factors, as reflected by the spatial gradients observed. Thus, changes in size structure and shift in floristic composition can be used to reflect phytoplankton responses to perturbations in the environment, with implications for ecosystem functioning. Size structure and chemotaxonomic composition of phytoplankton assemblages could therefore be useful to achieve the definition of the GES for the descriptor 'eutrophication' in transitional and marine coastal waters.

References

- ANSOTEGUI A., SAROBE A., TRIGUEROS J.M., URRUTXURTU I., ORIVE E. (2003) - Size distribution of algal pigments and phytoplankton assemblages in a coastal-estuarine environment: contribution of small eukaryotic algae. *J. Plankton Res.*, **25** (4): 341-355.
- BRUNET C., MANGONI O. (2010) - Determinazione quali-quantitativa dei pigmenti fitoplanctonici mediante HPLC. In: Socal G., Buttino I., Cabrini M., Mangoni O., Penna A., Totti C. (eds), *Metodologie di campionamento e di studio del plancton marino. ISPRA, Manuali e Linee guida*, **56**: 343-349.
- MACKEY M.D., MACKEY D.J., HIGGINS H.W., WRIGHT S.W. (1996) - CHEMTAX- a program for estimating class abundances from chemical markers: application to HPLC measurements of phytoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **144**: 265-283.
- MANGONI O., MODIGH M., MOZETIĆ P., BERGAMASCO A., RIVARO P., SAGGIOMO V. (2008) - Structure and photosynthetic properties of phytoplankton assemblages in a highly dynamic system, the Northern Adriatic Sea. *Estuar. Coast. Shelf S.*, **77**: 633-644.
- WRIGHT S.W., JEFFREY S.W. (2006) - Pigment markers for phytoplankton production. In: Volkman J.K. (ed), *Marine Organic Matter: Biomarkers, Isotopes and DNA*. Springer-Verlag, Berlin, Germany: 71-104.

F. MARGIOTTA, O. MANGONI*, I. SANTARPIA, M. SAGGIOMO, V. SAGGIOMO, R. CASOTTI

Stazione Zoologica Anton Dohrn, Villa Comunale - 80121 Napoli, Italia.
francesca.margiotta@szn.it

*Dip. Biologia, Università di Napoli 'Federico II', Napoli, Italia.

RESPONSE OF PHYTOPLANKTON ASSEMBLAGES TO TERRIGENOUS PRESSURES IN THE SOUTHERN TYRRHENIAN SEA

RISPOSTA DELLE COMUNITÀ FITOPLANCTONICHE ALLE PRESSIONI TERRIGENE NEL TIRRENO MERIDIONALE

Abstract - Abiotic and biotic parameters were studied in two areas of the Southern Tyrrhenian Sea, characterized by different trophic conditions, aimed at providing a synthetic scenario suitable for designing an appropriate monitoring program as required by the MSFD for the definition of the GES descriptors.

Key-words: chlorophylls, eutrophication, nutrients, phytoplankton, primary production.

Introduction - The Southern Tyrrhenian Sea has been chosen as assessment area (IT-WMS-8B08-003) for the achievement of the Good Environmental Status (GES) as related to the Descriptor 5 (Eutrophication), according to the MSFD (2008/56/CE and 2010/477/EU). The assessment needs to combine information on nutrient levels and their effects, when ecologically relevant. However, synthetic indices have not been clearly defined yet and there is a lively debate within the scientific community about them (e.g. Ferreira *et al.*, 2011; Garmendia *et al.*, 2013). In the present work, abiotic and biotic parameters were investigated in two adjacent gulfs of the Southern Tyrrhenian Sea, Gulf of Naples (GoN) and Gulf of Salerno (GoS), with very different hydrographical and biological features (Margiotta *et al.*, 2006). The aim of the study was to assess the response of phytoplankton (in terms of biomass, productivity and composition) to different anthropogenic pressures, in order to obtain useful information for the definition of the indicators 5.1 (nutrient levels), 5.2.1 (chlorophyll concentration in the water column) and 5.2.4 (species shift in floristic composition) in the sub-region Western Mediterranean Sea.

Materials and methods - Surveys were carried out on board of the M/N Vettoria, during four seasons (from July 2007 to June 2008) in the framework of VECTOR project. Sampling stations were divided in four different groups (the coastal stations of the GoN: NC; the offshore stations of the GoN: NO, the coastal stations of the GoS: SC; the offshore stations of the GoS: SO), which were representative of different environmental conditions. Temperature and salinity profiles were acquired by means of a CTD profiler from surface to bottom. Water samples were collected at selected depths along the entire photic zone to measure inorganic nutrients (377), Total Nitrogen and Phosphorus (109), Particulate Organic Carbon and Nitrogen (209), primary production (106), phytoplankton biomass (236) and photosynthetic pigments (223).

Results - All the physical, chemical and biological parameters under study showed a strong variability in the upper layer of the water column (0-10 m). At surface, at the coastal stations of the GoN, nutrients, POC, PP and Chl *a* values were higher than at all other stations, suggesting a strong influence of terrigenous inputs in the NC zone (Tab. 1). The NO stations showed similar values than the SC, and differed from the SO stations, suggesting a terrigenous effect even far from the coast in the

GoN. The strongest differences between the costal and the offshore stations were observed in spring and summer.

Tab. 1 - Average values of selected physical, chemical and biological parameters at the surface.
Media di alcuni parametri fisici, chimici e biologici in superficie.

Groups	S	DIN mmol m ⁻³	POC mgC m ⁻³	PP mgC m ⁻³ h ⁻¹	Chl a mg m ⁻³
NC	37.65 (n=24)	1.03 (n=23)	159.23 (n=12)	22.07 (n=4)	1.72 (n=12)
NO	37.83 (n=18)	0.59 (n=18)	69.85 (n=13)	2.14 (n=7)	0.39 (n=13)
SC	37.74 (n=18)	0.62 (n=18)	48.62 (n=13)	3.61 (n=6)	0.38 (n=14)
SO	37.93 (n=13)	0.30(n=13)	36.81 (n=6)	0.87 (n=6)	0.20 (n=8)

The phytoplankton communities were dominated by diatoms (36% on average) all over, but these accounted for 80% of total phytoplankton biomass at NC stations. Haptophytes were the most abundant group in the NO, SC and SO, but the relative contribution of diatoms at NO (16%) was four time higher as compared to the SC and SO (4%in both).

Conclusions - The two gulfs under study showed strong differences in their chemical and biological properties. The inner part of the GoN was characterized by mesotrophic conditions, especially in late spring and summer, as already observed (Margiotta *et al.*, 2006). However, the influence of the terrestrial inputs is also evident in the GoN at the offshore waters, indicating a strong impact of anthropogenic loads. On the contrary, the GoS showed oligotrophic characteristics both in coastal and offshore stations. The influence of the terrigenous inputs dramatically affected the biological features of the GoN, indicating a strong and efficient response of phytoplanktonic compartment to environmental forcings. Moreover, strong differences, driven by environmental features, were observed in the phytoplankton assemblages. Thus, the investigated area is an excellent case of study encompassing contrasting features and further intensive studies in this region will be useful to contribute to the definition of the GES for the descriptor 'eutrophication' in the Western Mediterranean Sea.

References

- FERREIRA J.G., ANDERSEN J.H., BORJA A., BRICKER S.B, CAMP J., DA SILVA M.C., GARCES E., HEISKANEN A.-S., HUMBORG C., IGNATIADES L., LANCELOT C., MENESGUEN A., TETT P., HOEPFFNER N., CLAUSSEN U. (2011) - Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuar. Coast. Shelf S.*, **93**: 117-131.
- GARMENDIA M., BORJA A., FRANCO J., REVILLA M. (2013) - Phytoplankton composition indicators for the assessment of eutrophication in marine waters: present state and challenges within the European directives. *Mar. Pollut. Bull.*, **66**: 7-16.
- MARGIOTTA F., CHIAESE C., PASSARELLI A., CIOFFI R., SANTARPIA I. (2006) - Evoluzione temporale delle variabili idrologiche di sette ecosistemi marino-costieri della Regione Campania. In: Capobianco L., Saggiomo V., Zucaro E. (eds), *Gestione e tutela dell'ambiente marino-costiero in Campania*. ARPAC, Napoli: 13-28.

A. PENNA, S. CASABIANCA, F. PERINI, M. BASTIANINI¹,
E. RICCARDI², S. PIGOZZI², M. SCARDI³

Dipartimento Scienze Biomolecolari, Sezione Biologia Ambientale, Università di Urbino,
Viale Trieste, 296 - 61121 Pesaro, Italia.
antonella.penna@uniurb.it

¹CNR-ISMAR, Castello, 1364/b - 30122 Venezia, Italia.

²CRM, Viale Vespucci, 2 - 47042 Cesenatico, Italia.

³Dip. di Biologia, Università Tor Vergata, Via della Ricerca Scientifica - 00133 Roma, Italia.

TOXIC *PSEUDO-NITZSCHIA* SPP. IN THE NORTHWESTERN ADRIATIC SEA: CHARACTERIZATION OF SPECIES COMPOSITION BY GENETIC AND MOLECULAR QUANTITATIVE ANALYSES

CARATTERIZZAZIONE GENETICA E MOLECOLARE DEL GENERE POTENZIALMENTE TOSSICO *PSEUDO-NITZSCHIA* SPP. IN NORD ADRIATICO

Abstract - Various genetic aspects of the toxic diatom *Pseudo-nitzschia* species in the northwestern Adriatic Sea were investigated. Phylogenetic analyses identified strains belonging to *P. delicatissima*, *P. calliantha*, *P. pungens* and *P. mannii*. The quantitative real-time PCR (qrt-PCR) assay was developed to estimate the number of rDNA copies and their variation among *Pseudo-nitzschia* species and strains. It is suggested that different rDNA copy numbers among species might be used to discriminate between morphotypes identified using light microscopy. It was also suggested that the rDNA copy number variability found among *P. pungens* strains from different months ($P < 0.001$) may relate to physiological activities and/or adaptative strategies. North-western Adriatic *P. delicatissima* strains produced domoic acid at low concentrations.

Key-words: domoic acid, genetics, HAB, NW Adriatic Sea, qrt-PCR.

Introduction - The diatom *Pseudo-nitzschia* species can be toxic, as they produce domoic acid (DA), the neurotoxin responsible for amnesic shellfish poisoning (ASP) in humans after the ingestion of DA-contaminated seafood, such as natural or cultivated bivalves (Trainer *et al.*, 2012). In the northwestern Adriatic Sea, nothing is known regarding the genetic diversity and geographical pattern of *Pseudo-nitzschia* species, and relatively little is understood regarding the chemical toxin composition of *Pseudo-nitzschia* populations. Genetic approaches can play a fundamental role in solving taxonomic issues, as well as in geographical distributions and the level of genetic differentiation of populations. Further, molecular method of qrt-PCR has the capacity to characterize the target rDNA copy number of a species or population in relation to physiological activities, such as adaptation strategies to the environment. We aimed to identify and characterize strains of *Pseudo-nitzschia* spp. sampled in northwestern Adriatic area with regard to phylogenetic relationships, geographical patterns and quantitative content of nuclear rDNA.

Materials and methods - The sampling site was located at Pesaro, 500 m off the coast, in the northwestern Adriatic Sea (43°55'50"N; 12°53'51"E). Net samples were collected throughout the water column. A total of 108 monoclonal strains were established and maintained in f/2 medium at 20 °C on 12:12 h light:dark cycle at an irradiance of 100 µmol photons m⁻² s⁻¹. All strains were processed for phylogenetic (neighbor-joining, NJ; maximum parsimony, MP; maximum likelihood, ML; Bayesian Inference, BI), geographical (statistical parsimony analysis), molecular (real time quantitative-PCR), statistical and chemical toxin content analyses as described in Penna *et al.* (2012).

Results - The final alignment of ribosomal sequences was obtained from a total of 142 ITS-5.8S rDNA sequences of *Pseudo-nitzschia* spp. including 108 sequences derived from northwestern Adriatic *Pseudo-nitzschia* strains (40 sequences of *P. calliantha*, 38 sequences of *P. delicatissima*, 2 sequences of *P. mannii* and 28 sequences of *P. pungens*) and 34 sequences of various *Pseudo-nitzschia* species from GenBank. Northwestern Adriatic Sea strains were included in the *P. calliantha*, *P. delicatissima*, *P. mannii* and *P. pungens* genetic lineages. In particular, northwestern Adriatic *P. pungens* strains were grouped within the clade I. All these phylogenetic groups were supported by high bootstrap and posterior probability values. Networks of haplotypes inferred from Adriatic and worldwide strains revealed two main haplotypes in *P. delicatissima* from the Mediterranean and north Atlantic, with a single panmictic population in *P. calliantha*, and Adriatic *P. pungens* strains sharing the most frequent haplotype. The quantitative analysis of the ITS-5.8S copy number of *Pseudo-nitzschia* strains showed that the three species of *P. delicatissima*, *P. calliantha* and *P. pungens* (clade I) had a different average rDNA copy number, 39 ± 22 , 62 ± 30 and 83 ± 67 , respectively. The difference was significant ($P=0.0017$) only in the case of the *P. calliantha* versus *P. delicatissima* comparison. As for *P. pungens*, rDNA copy number per cell was not significantly different from other species, mainly because of its high variability in the ribosomal gene content. Strains of *Pseudo-nitzschia* species were isolated monthly, and the rDNA copy number per cell did not show any differences among strains of either *P. calliantha* ($P=0.1554$) or *P. delicatissima* ($P=0.1405$), whereas a significant difference was found among *P. pungens* strains ($P=0.0061$). *P. pungens* rDNA copy number showed that the only significant difference was found between strains isolated in December and January ($P=0.0150$), potentially related to trophic conditions of seawater. The presence of DA was detected in seven strains of *P. delicatissima* and in one case DA reached the quantifiable amount of $0.063 \text{ fg cell}^{-1}$. None of the cultured strains of *P. calliantha* and *P. pungens* produced DA in detectable amounts.

Conclusions - The genetic characterization of toxic *Pseudo-nitzschia* species may greatly improve our understanding of the composition and diversity of the *Pseudo-nitzschia* complex in the northwestern Adriatic Sea. Based on qrt-PCR analysis, it is suggested that different rDNA copy number among species might be used to discriminate between morphotypes difficult to be identified using light microscopy, and it offers more specific and sensitive tools to investigate the relationships between diversity and the ecological function of a species in the marine environment.

References

- PENNA A., CASABIANCA S., PERINI F., PIGOZZI S., RICCARDI E., BASTIANINI M., SCARDI M. (2012) - Toxic *Pseudo-nitzschia* spp. in the northwestern Adriatic Sea: characterization of species composition by genetic and molecular quantitative analyses. *J. Plank. Res.*, **35**: 352-366.
- TRAINER V.L., BATES S.S., LUNDHOLM N., THESSSEN A.E., COCHLAN W.P., ADAMS N.G., TRICK C.G. (2012) - *Pseudo-nitzschia* physiological ecology, phylogeny, toxicity, monitoring and impacts on ecosystem health. *Harmful Algae*, **14**: 271-300.

L. PEZZOLESI, F. FRATANGELI, R. PISTOCCHI

Dipartimento di Scienze Biologiche, Geologiche ed Ambientali, Università di Bologna,
Via S. Alberto, 163 - 48123 Ravenna, Italia.
laura.pezzolesi@unibo.it

DINAMICHE DI CRESCITA E PRODUZIONE
DEI PRINCIPALI COMPONENTI CELLULARI
NELLA DINOFLAGELLATA TOSSICA *OSTREOPSIS* CF. *OVATA*

*DYNAMICS OF GROWTH AND PRODUCTION
OF THE MAIN CELLULAR COMPONENTS
IN THE TOXIC DINOFLAGELLATE OSTREOPSIS CF. OVATA*

Abstract - In the last years *Ostreopsis cf. ovata* blooms are among the most intense of the entire Mediterranean coasts and lead to ecological and human health problems, that are associated to the toxins (palytoxin-like compounds) produced by the algal cells. In the present study the cellular production of the main biochemical compounds which are likely involved in the growth and toxicity dynamics of *O. cf. ovata* was investigated from the exponential to the late stationary phase using batch cultures of an Adriatic strain. Removal of major nutrients from the medium was monitored along with the cell concentration, and nutrients resulted totally uptaken while cells entered the stationary growth phase. The palytoxins amount within the culture was found to increase during the growth, as well as the lipids and the total and extracellular released polysaccharides contents, while proteins were mainly produced by cells during the exponential phase.

Key-words: algal culture, biochemical composition, biological poisons, *Ostreopsis cf. ovata*.

Introduzione - La dinoflagellata bentonica *Ostreopsis cf. ovata*, responsabile negli ultimi anni di fioriture lungo le coste italiane con danni per l'ecosistema marino e problematiche per la salute umana, è nota per produrre potenti tossine (ovatossine) appartenenti alla classe delle palitossine (Ciminiello *et al.*, 2010). Questi composti sono metaboliti secondari con struttura chimica molto complessa e richiedono un elevato costo energetico da parte della cellula per la loro biosintesi. In questo studio si è voluto valutare, attraverso colture algali allestite in laboratorio, la dinamica di crescita di *O. cf. ovata* in rapporto alla produzione dei principali componenti cellulari, e stabilire se intercorre una relazione tra l'assorbimento dei nutrienti nelle diverse fasi di crescita e la produzione di questi composti e/o delle diverse tossine.

Materiali e metodi - Colture algali di un ceppo di *O. cf. ovata* (00AB0801), isolato nel Mare Adriatico nella zona di Bari, sono state allestite e mantenute a 20 °C e salinità 35 in triplicato. Le analisi sono state effettuate in modo da valutare la crescita di *O. cf. ovata* (densità cellulare e biovolumi), il consumo dei nutrienti principali (nitrati e fosfati), le tossine prodotte e il loro quantitativo, la produzione dei costituenti principali (polisaccaridi totali ed extracellulari, lipidi e proteine) durante tutta la crescita, dalla fase esponenziale alla tarda fase stazionaria.

Risultati - Il ceppo di *O. cf. ovata* utilizzato per lo studio ha mostrato un andamento di crescita tipico di questa specie (Guerrini *et al.*, 2010; Pezzolesi *et al.*, 2012), con l'ingresso in fase stazionaria attorno al 9° giorno corrispondente all'assorbimento totale dei nutrienti (nitrati e fosfati) dal mezzo di coltura. Il tasso di crescita medio calcolato in fase esponenziale è risultato essere 0,52 day⁻¹, concordante con quanto trovato in un precedente studio con un ceppo diverso (Pezzolesi *et al.*, 2012). L'analisi dei volumi cellulari ha evidenziato un andamento correlato con la crescita dell'alga, riportando valori massimi di biovolume in fase stazionaria (attorno a 35000 µm³). Il

rapporto tra i diametri dorsoventrale e anteroposteriore (Dv/Ap) delle singole cellule non ha mostrato un andamento costante durante la crescita e i valori maggiori si sono ritrovati al termine della fase esponenziale-inizio fase stazionaria (giorni 7-12), con un range da 1,92 a 2,11; il rapporto tra il diametro dorsoventrale e la larghezza (Dv/W) ha invece mostrato valori abbastanza costanti (1,3-1,4). L'analisi dei costituenti principali ha permesso di rilevare una produzione crescente di polisaccaridi e lipidi durante la crescita, riportando valori massimi di circa 35 e 30 $\mu\text{g ml}^{-1}$ rispettivamente, e un rilascio graduale e costante dei polisaccaridi extracellulari nel mezzo fin dai primi giorni di coltura. Per quanto riguarda le proteine, invece, la loro produzione è risultata aumentare durante la fase esponenziale di crescita, per poi stabilizzarsi in fase stazionaria attorno a 45 $\mu\text{g ml}^{-1}$; questi risultati sono stati confermati anche dal rapporto carbonio/azoto cellulare che ha raggiunto i valori più alti (C/N pari a circa 25) al termine della crescita. L'analisi LC-MS/MS degli estratti algali ha evidenziato la produzione da parte di questo ceppo algale delle principali tossine prodotte da questa specie (pPLTX, ovatoxina-a, -b, -c, -d, -e). La determinazione quantitativa ha permesso di rilevare come la tossina maggiormente prodotta fosse l'ovatoxina-a (52-55%), così come precedentemente osservato (Ciminiello *et al.*, 2010; Pezzolesi *et al.*, 2012) e come la concentrazione di tutte le singole tossine aumentasse in maniera parallela, lasciando ipotizzare che nessuna possa probabilmente fungere da precursore per le altre. Il tasso di produzione delle tossine ha messo in evidenza valori massimi nel punto di ingresso della fase stazionaria, ossia quando la divisione cellulare comincia a rallentare, per poi mantenere valori leggermente inferiori ma costanti fino alla fine della crescita.

Conclusioni - L'andamento della crescita e quello di produzione dei principali composti cellulari in *O. cf. ovata* porta ad ipotizzare che la veloce crescita di questa microalga, associata al rapido utilizzo delle risorse presenti nell'ambiente (e.g. nutrienti), possano essere una strategia ecologica/adattativa che favorirebbe questo organismo nella competizione con altre specie. Dallo studio è emerso come questa dinoflagellata sia in grado di creare delle riserve interne che vengono consumate lentamente, permettendo lo svolgimento delle attività metaboliche di base e di biosintesi delle tossine. Inoltre *O. cf. ovata* è una microalga bentonica che aderisce al substrato realizzando una matrice mucillaginosa, come evidenziato dall'elevato rilascio di polisaccaridi a livello extracellulare ritrovato, andando così a favorire la formazione della popolazione algale.

Bibliografia

- CIMINIELLO P., DELL'AVERSANO C., DELLO IACOVO E., FATTORUSSO E., FORINO M., GRAUSO L., TARTAGLIONE L., GUERRINI F., PISTOCCHI R. (2010) - Complex palytoxin-like profile of *Ostreopsis ovata*. Identification of four new ovatoxins by high-resolution liquid chromatography/mass spectrometry. *Rapid Commun. Mass Spectrom.*, **24**: 2735-2744.
- GUERRINI F., PEZZOLESI L., FELLER A., RICCARDI M., CIMINIELLO P., DELL'AVERSANO C., TARTAGLIONE L., DELLO IACOVO E., FATTORUSSO E., FORINO M., PISTOCCHI R. (2010) - Comparative growth and toxin profile of cultured *Ostreopsis ovata* from the Tyrrhenian and Adriatic Seas. *Toxicon*, **55**: 211-220.
- PEZZOLESI L., GUERRINI F., CIMINIELLO P., DELL'AVERSANO C., DELLO IACOVO E., FATTORUSSO E., FORINO M., TARTAGLIONE L., PISTOCCHI R. (2012) - Influence of temperature and salinity on *Ostreopsis cf. ovata* growth and evaluation of toxin content through HR LC-MS and biological assay. *Water Res.*, **46**: 82-92.

C. ROSSANO, S. GAMBINERI, L. MASSI, E. CHATZINIKOLAOU*, E. DAFNOMILI*,
S. ZIVANOVIC*, C. ARVANITIDIS*, F. SCAPINI, L. LAZZARA

Dipartimento di Biologia, Università di Firenze, Via Romana, 17 - 50125 Firenze, Italia.
claudia.rossano@unifi.it

*Institute of Marine Biology, Biotechnology and Aquaculture, Hellenic Centre for Marine Research, Greece.

LA CARATTERIZZAZIONE DELLE ACQUE PORTUALI TRAMITE MISURE OTTICHE NEL PROGETTO MAPMED

CHARACTERIZATION OF PORT WATERS THROUGH OPTICAL MEASUREMENTS WITHIN THE MAPMED PROJECT

Abstract - Irradiance spectra were produced for a number of stations within three ports on the Mediterranean coasts: Cagliari (Italy), El Kantaoui (Tunisia) and Heraklion (Greece). Spatial and seasonal gradients were identified depending on the OAS (Optically Active Substances) present in the water.

Key-words: irradiance, harbours, optical properties, suspended particulate matter.

Introduzione - Il progetto MAPMED (Management of Port Areas in the Mediterranean Sea Basin) ha come obiettivo quello di supportare le autorità portuali nella gestione sostenibile dei porti turistici attraverso la definizione di un quadro normativo comune che possa conciliare, nel lungo termine, la tutela delle risorse naturali con lo sviluppo del settore turistico nel Mediterraneo. Nell'ambito di questo progetto sono state effettuate analisi ottiche delle acque in tre porti del Mediterraneo (Cagliari, Italia; El Kantaoui, Tunisia; Heraklion, Grecia) usando metodi sperimentati in precedenza per le acque di transizione nelle lagune costiere (Reinart *et al.*, 2003; Nourisson *et al.*, 2013) ed adattando tali tecniche ad ambienti variabili e con dinamiche complesse. Oltre all'analisi dei dati riportati nel presente articolo, è stata effettuata l'indagine su campioni zoo- e fitoplanctonici al fine di contribuire alla comprensione delle dinamiche in atto.

Materiali e metodi - Misure dello spettro di irradianza ascendente e discendente a 30 e 80 cm di profondità sono state effettuate tramite il dispositivo spettro-radiometrico portatile PUMS (Nourisson *et al.*, 2013). Le misure sono state realizzate nel febbraio, nel maggio e nel settembre 2012, in modo da coprire momenti diversi della stagione turistica, in 5 stazioni sia nel porto di Cagliari (Italia) che di Heraklion (Grecia) ed in 3 stazioni nel porto di El Kantaoui (Tunisia). Nelle stesse stazioni sono stati prelevati campioni di acqua per determinare le SOA (Sostanze Otticamente Attive) quali clorofilla e feopigmenti, solidi sospesi (TSM), sostanza organica disciolta cromoforica (CDOM) (Nourisson *et al.*, 2013) e gli spettri di assorbimento del fitoplancton e particolato non fitoplanctonico (NAP) (Massi e Lazzara, 2010).

Risultati - L'analisi delle concentrazioni delle SOA rivela una ampia variabilità non solo tra porti ma anche tra stazioni appartenenti allo stesso porto. In particolare la clorofilla varia fra 0,16 e 15,44 $\mu\text{g l}^{-1}$, la CDOM varia tra 0,03 e 1,10 m^{-1} (400 nm), la TSM tra 1,20 e 6,91 mg l^{-1} . Dall'analisi dei rapporti fra gli assorbimenti a 443 nm delle principali SOA (fitoplancton, CDOM e NAP) riportati in diagramma triangolare, i cui lati rappresentano gli assorbimenti percentuali di ognuna delle SOA (Prieur e Sathyendranath, 1981), si osserva la generale predominanza di punti

nella parte centrale del diagramma corrispondenti ad acque in cui gli assorbimenti sono tra loro abbastanza simili. Solo 3 rilevamenti su 37 presentano un assorbimento dominato dalla componente fitoplanctonica ed appartengono alle acque di caso 1 (Prieur e Sathyendranath, 1981). Sono campioni provenienti dal porto di Cagliari, due del mese di maggio ed uno del mese di settembre, con elevate concentrazioni di clorofilla (tra 9 e 15 $\mu\text{g l}^{-1}$). Gli spettri di riflettanza corrispondenti hanno valori piuttosto bassi e mostrano un massimo assai marcato intorno ai 570 nm, dovuto al forte assorbimento del fitoplancton. Una forte dominanza dell'assorbimento della CDOM si ritrova nei campioni di El Kantaoui particolarmente nei mesi di febbraio e di maggio ed i relativi spettri di riflettanza risultano bassi e con massimi più ampi dei precedenti centrati fra i 500 e 570 nm. Alcuni campioni provenienti dal porto di Heraklion nel mese di febbraio risultano dominati dall'assorbimento del particolato non fitoplanctonico (NAP). Gli spettri di riflettanza corrispondenti evidenziano un forte contributo della retrodiffusione che innalza i valori assoluti di riflettanza tra 450 e 570 nm. Entrambi questi aspetti sono giustificati dagli elevati valori delle concentrazioni di TSM (da 4,23 a 6,44 mg l^{-1}).

Conclusioni - I risultati ottenuti identificano chiare differenze tra i porti in esame discriminando in alcuni casi anche tra stazioni all'interno del singolo porto e tra le stagioni. Le differenze tra i porti sono essenzialmente legate sia ai diversi utilizzi e dimensioni delle strutture, che alle entità degli scambi con le acque marine e/o di transizione. L'alto livello di eutrofizzazione riscontrato nel porto di Cagliari tramite le metodologie classiche (De Miranda *et al.*, 1992) e confermato dalle misure ottiche è influenzato sia dal collegamento del porto con le acque dello Stagno di Molentargius che dalla sua scarsa idrodinamicità, in particolar modo se confrontata con quella di Heraklion (a parità di dimensioni del porto) o con quello di El Kantaoui (di dimensioni più ridotte). La metodologia applicata, tuttora in fase di sviluppo, che prevede l'analisi delle SOA abbinata alle misure ottiche spettrali, può essere un utile supporto o un'alternativa alle metodologie classiche di analisi chimico-fisico-biologica delle acque, in quanto fornisce un indicatore sintetico di qualità ecologica delle stesse.

Bibliografia

- DE MIRANDA M.A., SERRA E., MURGIA P., OLLA P., PISANO R. (1992) - Primi dati sulle biocenosi planctoniche del porto di Cagliari. *Oebalia*, **17** (2): 347-350.
- MASSI L., LAZZARA L. (2010) - Misure spettrali di assorbimento e fluorescenza in vivo del fitoplancton. In: Socal G., Buttino I., Cabrini M., Mangoni O., Penna A., Totti C. (eds), Metodologie di campionamento e di studio del plancton marino. *ISPRA, Manuali e Linee guida*, **56**: 389-404.
- NOURISSON D.H., SCAPINI F., MASSI L., LAZZARA L. (2013) - Optical characterization of coastal lagoons in Tunisia: ecological assessment to underpin conservation. *Ecol. Inform.*, **14**: 79-83.
- PRIEUR L., SATHYENDRANATH S. (1981) - An optical classification of coastal and oceanic waters based on the specific spectral absorption curves of phytoplankton pigments, dissolved organic matter, and other particulate materials. *Limnol. Oceanogr.*, **26**: 671-689.
- REINART A., HERLEVI A., HELGI A., SIPELGAS L. (2003) - Preliminary optical classification of lakes and coastal waters in Estonia and South Finland. *J. Sea Res.*, **49**: 357-366.

Il progetto "MANagement of Port areas in the MEDiterranean Sea Basin (MAPMED)" è stato finanziato dall'ENPI CBC MED per la cooperazione transfrontaliera. Questa pubblicazione è stata realizzata con il contributo finanziario dell'Unione Europea nell'ambito del Programma ENPI CBC Bacino del Mediterraneo. I contenuti del presente documento sono di esclusiva responsabilità di UNIFI e HCMR e non possono in nessun caso essere considerati riflesso della posizione dell'Unione Europea o delle strutture di gestione del Programma.

M. SAGGIOMO, O. MANGONI*, F. MARGIOTTA, V. SAGGIOMO, I. SANTARPIA, R. CASOTTI

Stazione Zoologica 'Anton Dohrn', Villa Comunale - 80121 Napoli, Italia.
maria.saggiomo@szn.it

*Dip. di Biologia, Università di Napoli 'Federico II', Napoli, Italia.

A CHEMOTAXONOMICAL APPROACH
TOWARDS SYNTHETIC INDICATORS
OF MAIN PHYTOPLANKTON GROUPS IN THE CONTEXT
OF THE MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE (MSFD)

*UN APPROCCIO CHEMOTASSONOMICO
ATTRAVERSO INDICATORI SINTETICI
DELLA COMPOSIZIONE DEL FITOPLANCTON NEL CONTESTO
DELLA DIRETTIVA EUROPEA SULLA STRATEGIA MARINA*

Abstract - Chemotaxonomy of algal liposoluble pigments is proposed as a synthetic indicator of phytoplankton group composition to be used in the assessment of chlorophyll concentrations and shifts in groups composition (diatoms to flagellates) as required by the MSFD.

Key-words: phytoplankton, photosynthetic pigments, eutrophication.

Introduction - In order to pursue the Good Environmental Status (GES) with the aim to reduce the negative effects of anthropogenic eutrophication, the MSFD includes several criteria to be followed, among which, for Descriptor 5 (Eutrophication), total chlorophyll concentrations and the shift in the diatom-to-flagellate ratio. Within this Descriptor, the assessment is based on the nutrient concentrations in the water column and their direct and indirect effect on Chl *a* concentration and species shift in floristic composition (e.g. diatom to flagellate ratio) used as indicators. However, the tools to reach the described criteria are not clearly defined neither agreed upon. In recent years, the chemotaxonomical approach to phytoplankton community composition is spreading. This is based on the observation that some pigments can be mainly attributed to specific algal classes and/or types and are therefore used as taxonomical markers (Wright and Jeffrey, 2006; Mangoni *et al.*, 2008). In some cases these can also be species-specific (Mangoni *et al.*, 2011). This approach allows to map the main functional groups including smaller size groups usually underestimated by microscopical counts. This work aims at analyzing the temporal dynamics of main phytoplankton groups along the water column at a fixed station in the Gulf of Naples from 2003 to 2010 as related to macro-nutrients and water column dynamics.

Materials and methods - The sampling was carried out weekly from 2003 to 2010, at LTER Station MareChiara. Sea water samples were collected from 4 to 5 depths (0, 10, 20, 40, 60 m) for the determination of nutrient and chlorophyll concentrations and HPLC liposoluble pigments (Brunet and Mangoni, 2010). The contribution of the various functional groups to the microalgal biomass (in terms of Chl *a*) was determined by using the ChemTax software (Mackey *et al.*, 1996; Latasa, 2007).

Results - The sampling period was characterized by cold winters (from 2003 to 2006) and hot summers except for the winter of 2007. This was the warmest winter in the recorder period and prevented the winter-mixing that usually drives the injection of new nutrients from deeper waters. The multi-year distribution of salinity showed a strong influence of anthropogenic inputs at surface, traced by lower salinity waters. Diatoms dominated phytoplankton, representing up to 53% of

the total biomass, in terms of chlorophyll and also closely matched its variability in time, with two peaks, in spring and autumn. The other major algal groups showed a large interannual variability in contribution to total phytoplankton biomass. Pelagophytes and Cryptophytes showed a marked seasonal cycle characterized by a relative peak in the winter period. Principal component analysis (annual average values) of phytoplankton groups as related to environmental parameters shows a close correlation between total biomass, nutrients and diatoms. In the years from 2007 to 2010 there was less variability in the biotic and abiotic properties of the water column. The distribution of phytoplankton biomass in surface was usually significantly correlated to anthropogenic inputs in terms of less saline waters. Diatoms show higher contribution in the coldest winter (2004, 2005, 2006) as related to active vertical mixing and the consequent injection of nutrients from deeper waters. These years were also characterized by an increased presence of Pelagophyceae. Chlorophytes did not show any clear correlation with any environmental variable, with a constant contribution along the years.

Conclusions - The Gulf of Naples is characterized by the typical variability of temperate areas, with spring and winter blooms. Additional peaks are observed as related to occasional anthropogenic inputs. Temperature plays an important role in the dynamics of the water column and consequently in primary production processes by determining the community composition in terms of functional groups. The chemotaxonomical approach is proposed as a rapid and informative valuable tool to estimate water quality *sensu* MSFD through the assessment of the shift in functional groups (e.g. diatoms to flagellates ratio) in relation to nutrient enrichment.

References

- BRUNET C., MANGONI O. (2010) - Determinazione quali-quantitativa dei pigmenti fitoplanctonici mediante HPLC. In: Social G., Buttino I., Cabrini M., Mangoni O., Penna A., Totti C. (eds), Metodologie di campionamento e di studio del plancton marino. *ISPRA, Manuali e Linee Guida*, **56**: 343-349.
- LATASA M. (2007) - Improving estimations of phytoplankton class abundances using CHEMTAX. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **329**: 13-21.
- MACKEY M.D., MACKEY D.J., HIGGINS H.W., WRIGHT S.W. (1996) - CHEMTAX - a program for estimating class abundances from chemical markers: application to HPLC measurements of phytoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **144**: 265-283.
- MANGONI O., IMPERATORE C., TOMAS C.R., COSTANTINO V., SAGGIOMO V., MANGONI A. (2011) - The new carotenoid pigment moraxanthin associated with a toxic microalgae. *Marine Drugs*, **9**: 242-255.
- MANGONI O., MODIGH M., MOZETIC P., BERGAMASCO A., RIVARO P., SAGGIOMO V. (2008) - Structure and photosynthetic properties of phytoplankton assemblages in a highly dynamic system, the Northern Adriatic Sea. *Estuar. Coast. Shelf S.*, **77**: 633-644.
- WRIGHT S.W., JEFFREY S.W. (2006) - Pigment markers for phytoplankton production. In: Volkman J.K. (ed), *Marine Organic Matter: Biomarkers, Isotopes and DNA*. Springer-Verlag, Berlin, Germany: 71-104.

A. SPECCHIULLI, A. CAMPANELLI*, D. CASSIN, L. CILENTI, A. FABBROCINI, F. GRILLI*,
M. MARINI*, M. MASELLI, G. PAZIENZA, T. SCIROCCO, R. D'ADAMO

C.N.R. - Istituto di Scienze Marine, UOS Lesina, Via Pola, 4 - 71010 Lesina (FG), Italia.

antonietta.specchiulli@fg.ismar.cnr.it

*C.N.R. - ISMAR, UOS Ancona, Italia.

GRADIENTI SPAZIALI DELLE PROPRIETÀ IDROBIOLOGICHE NEL GOLFO DI MANFREDONIA

SPATIAL GRADIENTS OF THE HYDROBIOLOGICAL FEATURES IN THE MANFREDONIA GULF

Abstract - *Hydrobiological properties along a transect from coastal to offshore waters of the Southern Adriatic Sea (Gulf of Manfredonia) were monitored during a multidisciplinary cruise in March 2012 and are here reported. Absence of stratification and presence of two systems with different hydrobiological characteristics are highlighted. Coastal waters resulted colder and less salty than off-shore waters. Primary biomass data evidenced an increase of the values from the surface coastal waters to the 25 m layer. A decrease of phytoplankton biomass was also detected at the off-shore waters.*

Key-words: *chlorophylls, salinity, temperature, Southern Adriatic Sea.*

Introduzione - In questo lavoro vengono riportati i risultati relativi ad una campagna multidisciplinare eseguita nel golfo di Manfredonia nell'ambito del progetto "Sistema di supporto alle decisioni per la gestione sostenibile della pesca" (SSD Pesca), mirato ad una *governance* responsabile della pesca e ad un approfondimento delle condizioni idrobiologiche dell'ambiente che possono influenzare la distribuzione delle specie ittiche. Il golfo di Manfredonia è infatti considerato un'area strategica dal punto di vista ecologico (*nursery* per i piccoli pelagici) (Panfili, 2012). Il campionamento è stato eseguito in primavera, periodo utile per il reclutamento dei piccoli pelagici per studiare le variabili ambientali che esercitano un'influenza sulla produzione primaria e secondaria dell'area investigata. Un'attenzione particolare viene data a possibili differenze nell'ambito della colonna d'acqua (stratificazioni e/o *upwelling*) e tra la zona costiera e quella del largo.

Materiali e metodi - I campionamenti sono stati effettuati a marzo 2012 ed il transetto considerato (Fig. 1) comprende 7 stazioni distribuite lungo batimetriche da 5 a 100 m circa. In ciascuna stazione sono stati eseguiti profili verticali di temperatura, salinità e fluorescenza con sonda oceanografica SeaBird 19Plus e prelevati campioni di acqua superficiale (tre repliche) mediante bottiglia NISKIN per misure fluorimetriche di clorofilla *a*. I campioni di acqua (n. 21) sono stati filtrati su filtri GF/F (Whatman), estratti in acetone 90% secondo il metodo EPA 445.0 (Arar e Collins, 1997) e letti con Trilogy Laboratory Fluorometer della Turner Design.

Risultati - Le distribuzioni spaziali termocline mostrano la presenza di un fronte ben definito a circa 25 km dalla costa (stazione M4) tra masse d'acqua costiere ben mescolate più fredde e meno salate ($9,70 \pm 0,40$ °C; $37,34 \pm 0,06$ psu) e acque off-shore più calde e salate ($12,79 \pm 0,19$ °C; $38,63 \pm 0,03$ psu). Le concentrazioni di clorofilla *a* nei campioni di acqua superficiale risultano essere comprese tra $0,52 \pm 0,06$ mg L⁻¹ (stazione M5, bat. 50 m) e $4,63 \pm 0,23$ mg L⁻¹ (stazione M3, bat. ~18 m). In particolare, la biomassa fitoplanctonica tende ad aumentare dalla costa verso la metà del transetto, per poi decrescere nuovamente verso l'area off-shore.

Conclusioni - I dati di temperatura e salinità non evidenziano situazioni di stratificazione lungo la colonna d'acqua, ma una netta distinzione tra i due sistemi

di costa e largo. Le acque costiere sono piuttosto omogenee e caratterizzate da temperature più fredde e salinità più bassa, a causa dell'apporto continentale e al maggior raffreddamento invernale delle acque a bassa profondità (Artegianni *et al.*, 1997). L'area off-shore più profonda (da 40 a 100 m circa) risente meno dei cambiamenti atmosferici ed è caratterizzata da acque più calde e salate. Il fronte di queste due masse d'acqua (stazione M4) è caratterizzato da lievi stratificazioni che evidenziano l'intrusione di acqua off-shore verso il fondo della parte costiera. I valori di clorofilla risultano essere più alti di quelli osservati precedentemente nello stesso periodo (Focardi *et al.*, 2009) e confermano il decremento di produzione primaria dalla costa verso il largo, osservata anche da Fiesoletti *et al.* (2005) e Campanelli *et al.* (2013).

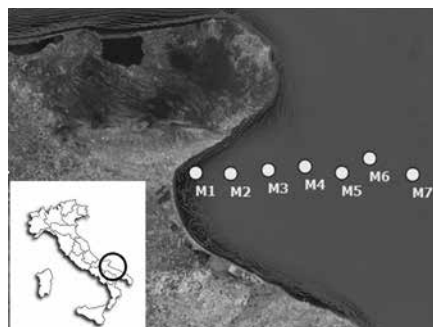


Fig. 1 - Transetto del monitoraggio effettuato nel Golfo di Manfredonia (Mar Adriatico meridionale).

Monitoring transect in the Gulf of Manfredonia (Southern Adriatic Sea).

Bibliografia

- ARAR E.J., COLLINS G.B (1997) - *Method 445.0. In vitro determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater Algae by fluorescence*. National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environ. Protection Ag., Cincinnati, Ohio: 22 pp.
- ARTEGIANI A., BREGANT D., PASCHINI E., PINARDI N., RAICICH F., RUSSO A. (1997) - The Adriatic Sea general circulation. Part I. Air-sea interactions and water mass structure. *J. Phys. Oceanogr.*, **27**: 1492-1514.
- CAMPANELLI A., CABRINI M., GRILLI F., FORNASARO D., PENNA P., KLJAJIC Z., MARINI M. (2013) - Physical, Biochemical and Biological Characterization of Two Opposite Areas in the Southern Adriatic Sea (Mediterranean Sea). *Open Journal of Marine Science*, **3** (2): 121-131.
- FIESOLETTI F., SPECCHIULLI A., SPAGNOLI F., GALLETTA M., RAFFA F., DECEMBRINI F. (2005) - Caratteristiche chimico-fisiche, chimiche e biologiche delle acque nel golfo di Manfredonia (Adriatico meridionale). *Biol. Mar. Mediterr.*, **12** (1): 445-449.
- FOCARDI S., SPECCHIULLI A., SPAGNOLI F., FIESOLETTI F., ROSSI C. (2009) - A combined approach to investigate the biochemistry and hydrography of a shallow bay in the South Adriatic Sea: the Gulf of Manfredonia (Italy). *Environ. Monit. Assess.*, **153**: 209-220.
- PANFILI M. (2012) - *Ecology of early life stages of small pelagic fishes Engraulis encrasicolus and Sardina pilchardus in the Adriatic Sea*. Università Politecnica delle Marche, Doctoral Thesis, 2009/2010. <http://openarchive.univpm.it/jspui/handle/123456789/508>

A. ZOPPINI, S. AMALFITANO, F. BERNARDI AUBRY*, A. BOLDRIN*, E. CAMATTI*,
P. CASELLA, S. FAZI, A. PUGNETTI*, G. SOCAL*, A. PUDDU

Istituto di Ricerca Sulle Acque - Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma, Italia.
zoppini@irsa.cnr.it

*Istituto di Scienze Marine - Consiglio Nazionale delle Ricerche, Venezia, Italia.

RUOLO DELLE COMUNITÀ MICROBICHE NEL CICLO BIOGEOCHIMICO DEL CARBONIO IN AMBIENTI MARINI COSTIERI

ROLE OF THE MICROBIAL COMMUNITIES IN THE CARBON BIOGEOCHEMICAL CYCLE IN MARINE COASTAL ENVIRONMENT

Abstract - Microbial activities play an important role in carbon biogeochemical cycles, mediating CO_2 assimilation (primary production, PP) and CO_2 emission (community respiration, CR). Scarce is the information on respiration rates as well on PP and CR coupling to define an aquatic system "sink" ($PP/CR > 1$) or "source" ($PP/CR < 1$) of CO_2 . This experimental study describes the variation of these metabolic rates in a trophic gradient of a coastal area of the Northern Adriatic Sea.

Key-words: C cycle, microbial metabolism, primary production, respiration, Adriatic Sea.

Introduzione - I microrganismi planctonici esercitano un ruolo importante nel ciclo del carbonio, essendo i principali responsabili dell'assimilazione della CO_2 , mediante la produzione primaria (PP), e della mineralizzazione della sostanza organica, con emissione di CO_2 per mezzo dei processi di respirazione (CR). La variazione dei due processi ed il loro accoppiamento sono ancora poco conosciuti per via della scarsità di dati di respirazione. Gli ambienti acquatici in cui la produzione primaria eccede la respirazione ($PP/CR > 1$) sono considerati aree *sink* di CO_2 mentre aree di *source* sono caratterizzate da elevati tassi di respirazione che possono eccedere la produzione ($PP/CR < 1$) (Aristegui e Harrison, 2002). Recenti studi hanno messo in evidenza il ruolo delle aree costiere e marginali nel contribuire al bilancio globale del carbonio molto più di quanto previsto dalla loro superficie (Thomas *et al.*, 2004). L'obiettivo di questo progetto sperimentale, finanziato dal CNR, è stato quello di contribuire alle conoscenze dei processi di incorporazione e di rilascio di C e di come tali processi siano influenzati dalla trofia e dalle condizioni stagionali.

Materiali e metodi - Sono state condotte due campagne oceanografiche (N/O "Dallaporta"), lungo un transetto perpendicolare alla costa a Nord di Ancona, esteso fino a circa 40 miglia nautiche al largo. Le quote di prelievo sono state selezionate in funzione della percentuale di radiazione fotosinteticamente attiva (PAR 100, 50, 10, 1%) e dei parametri acquisiti da sonda CTD. Il carbonio organico particolato (POC) è stato analizzato tramite analizzatore elementare CHN. La descrizione completa della comunità planctonica, sia eterotrofa che autotrofa è stata effettuata con tecniche di microscopia ottica ed epifluorescenza. Sono state inoltre misurate la concentrazione di biomassa totale vivente tramite ATP (metodo di luminescenza, $C=250ATP$), la produzione primaria (PP, incorporazione di $NaH^{14}CO_3$), la produzione batterica (BCP, incorporazione di 3H -leucina) e la respirazione (CR, consumo di ossigeno disciolto, metodo Winkler).

Risultati - Le campagne condotte in marzo e novembre hanno rappresentato, rispettivamente, una situazione con rimescolamento della colonna d'acqua, e con colonna d'acqua stratificata. L'analisi delle componenti principali basata sui parametri chimico-fisici ha consentito di raggruppare i campioni in costieri e di mare

aperto. Nell'area costiera la biomassa del picoplancton eterotrofo costituisce la classe predominante contribuendo per il $52\pm 10\%$ e $48\pm 7\%$ osservati a marzo e novembre, corrispondenti ad abbondanze cellulari di 1.78×10^9 e 2.60×10^9 cell L⁻¹ rispettivamente. Nell'area al largo il picoplancton eterotrofo predomina ma con contributi ($33\pm 10\%$ e $37\pm 9\%$, marzo e novembre risp.) e abbondanze più ridotte rispetto alla costa (6.21×10^8 e 9.55×10^8 cell L⁻¹). In generale la biomassa del picoplancton eterotrofo contribuisce in maniera più significativa ($r^2=0.52$ $p<0.0001$) alla variazione della biomassa totale vivente (C-ATP), rispetto a quella autotrofa totale ($r^2=0.35$ $p<0.05$). La variazione dei tassi di BCP mostra una stretta dipendenza dagli apporti di origine terrestre (BCP vs salinità, $r=-0.88$ $p<0.001$) ed è in stretta relazione con la variazione dei tassi di PP ($r^2=0.55$ $p<0.0001$), soprattutto a novembre ($r^2=0.84$, $p<0.001$) (Tab. 1). I valori di BCP rappresentano tra 1% e 4% della PP e sono associati sia ad una elevata disponibilità di nutrienti che ad elevati tassi di PP (Puddu *et al.*, 1998; Fonda Umami *et al.*, 2007).

Tab. 1 - Valori medi dei parametri esaminati (numero di campioni=34).

Average values of the tested parameters (number of samples=34).

		BCP	PP	CR	PP/CR
		mmol C m ⁻² h ⁻¹			
primavera	costa	0.08	2.09	2.12	0.99
	largo	0.03	2.13	1.16	1.84
autunno	costa	0.08	4.91	7.53	0.65
	largo	0.06	2.58	26.51	0.10

Conclusioni - Il contributo prevalente della biomassa pico-eterotrofica e gli elevati tassi di respirazione descrivono la predominanza della componente eterotrofa su quella autotrofa e accumulo di CO₂ (PP/CR<1) soprattutto in condizioni autunnali e oligotrofiche. Queste condizioni potrebbero tradursi in un rilascio significativo di CO₂ in atmosfera con potenziali implicazioni ambientali (Del Giorgio e Duarte, 2002).

Bibliografia

- ARISTEGUI J., HARRISON W. (2002) - Decoupling of primary production and community respiration in the ocean: implications for regional carbon studies. *Aquat. Microb. Ecol.*, **29**: 199-209.
- DEL GIORGIO P.A., DUARTE C.M. (2002) - Respiration in the open ocean. *Nature*, **420**: 379-384.
- FONDA UMAMI S., DEL NEGRO P., LARATO C., DE VITTOR C., CABRINI M., CELIO M., FALCONI C., TAMBERLICH F., AZAM F. (2007) - Major inter-annual variations in microbial dynamics in the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea) and their ecosystem implications. *Aquat. Microb. Ecol.*, **46**: 163-175.
- PUDDU A., LA FERLA R., ALLEGRA A., BACCI C., LOPEZ M., OLIVA F., PIEROTTI C. (1998) - Seasonal and spatial distribution of bacterial production and biomass along a salinity gradient (Northern Adriatic Sea). *Hydrobiologia*, **363**: 271-282.
- THOMAS H., BOZEC Y., ELKALAY K., DE BAAR H.J.W. (2004) - Enhanced Open Ocean Storage of CO₂ from Shelf Sea Pumping. *Science*, **304**: 1005-1008.

L. BABBINI, M.G. FINOIA, S. DEVOTI, M. BENCIVENGA, G. BRESSAN*, M. MANCA ZEICHEN

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale,
Via V. Brancati, 60 - 00144 Roma, Italia.
lorenza.babbini@isprambiente.it
*OGS, Trieste, Italia.

**MARINE ACIDIFICATION:
A NEW PERSPECTIVE WITHIN THE FRAMEWORK OF THE MSFD**

**ACIDIFICAZIONE MARINA:
UNA NUOVA PROSPETTIVA IN AMBITO MSFD**

Abstract - *Within the framework of the marine strategy directive an analysis of the current state of knowledge and information gaps on marine acidification in the Italian Seas has been performed.*

Key-words: *pH, acidification, MSFD, impacts, carbonate minerals.*

Introduction - The rapid increase in the atmospheric CO₂ in the last two centuries principally due to fossil fuel burning, industrialization and land use has led to a fast changing in the chemistry and biology of marine realm. The oceans are the principle sink for anthropogenic CO₂ which have caused an estimated increase of 30% of the concentration of hydrogen ions in seawater since pre-industrial time, with a predicted drop of the pH value of up to 0.5 units by 2100 (Sabine *et al.*, 2004). This well documented process results in the acidification of marine waters and it is referred to as “Ocean/Marine acidification”. Within the context of the European Union’s Marine Strategy Framework Directive (MSFD 2008/56/EC), recognizing the crucial importance of the topic, a specific report on marine acidification has been requested although approaches to its assessment are likely to be poorly developed at present. The information requested by the EU refers to the level of marine acidification along with the description of impacts on the water column habitats and associated communities and on seabed habitats and associated communities. The aim of the present contribution is to provide a glance at the current state of knowledge and information gaps on this theme in the Italian Seas.

Materials and methods - The analysis of pressures and impacts of anthropogenic activities requires an initial assessment of chemical features which can contribute to marine acidification. The three subregions defined by the EU for the Italian Seas in the following analysis, have been subdivided into 8 Assessment Areas (AA). Based on available data from 2006 to 2012, collected by the Italian National coastal Tide Gauge Network (RMN), by regional Italian environmental monitoring programs (SINANET) and by the offshore oil plants (ENI), pH values of the surface water (depth <25 m) were analyzed to identify the probability distribution of the pH values. Since pH is not normally distributed (Matson *et al.*, 2011) a Johnson translation method has been applied (Johnson, 1949) and has been defined by a probability density function that represents transformations of the standard normal curve. This method allows to define the pH confidence interval and to set up a control chart within the parameter should be naturally vary. It has been possible to estimate the probability of occurrence of pH value within each AA. This methodology has been used to define a baseline range for all available pH data to estimate the lower and the upper bounds corresponding to 95% of the area under the curve of the related probability distribution function.

Results - The pH values ranged from 5.9 to 9.63, the percentiles 2.5% and 97.5% defined after the transformation were 7.9 and 8.9 (baseline range). Preliminary results on pH distribution showed that most of the AA are characterized by pH values with almost null probability of acidifying. Those probabilities are very low (3%). The only AA which showed probability >0 are those of Western Mediterranean and Ionian Sea. Major effect of the acidification is the alteration of the carbonate seawater system which include a decrease in carbonate ion concentration and the saturation state of carbonate minerals that affect both their formation and the dissolution. Since in the marine environment carbonate formation is mainly a biogenic process a reduction in the number of carbonate ions available creates conditions less favourable to calcification thus affecting principally benthic and planktonic calcifiers. How increasing marine acidification will affect calcareous and not calcareous organisms but also ecosystems processes is poorly known as almost all studies have been limited at short-term, rapid perturbation laboratory experiments on single organisms and or taxa. Important research sites for studying the impacts of future ocean acidification on biological processes are CO₂ vents from the southern Tyrrhenian Sea (Ischia and Aeolian Islands). Although marine environments with naturally high CO₂ concentrations are not precise analogues of global-scale ocean acidification they can provide essential information about effects which are otherwise difficult to investigate. The consequences of increasing CO₂ levels on benthic communities along a pH gradient caused by volcanic vents showed decreases in diversity, biomass and trophic structures at different taxonomic and morphological group levels.

Conclusions - At present the RMN represent the only network which collects systematically pH data along the Italian coasts. The priority knowledge gaps that need to be addressed to provide a more precise assessment on marine acidification should be therefore based on a widespread and implemented systematic monitoring system with high-resolution measurements in time (on a monthly basis) and space (on water column) of essential basic parameters of seawater carbonate chemistry. On the contrary it is not possible to fully determine qualitatively and quantitatively how the benthic and water column communities structure will change. The organism and ecosystem responses to the CO₂ increasing should be therefore investigated from small-scale laboratory experiments to large-scale field experiments and modeling with standardized long-term field and laboratory investigations. Nationally coordinated multidisciplinary environmental ecosystem monitoring and research programs are strongly needed whilst existing infrastructure for time-series measurements needs to be further developed and maintained.

Acknowledgments: The authors are grateful to Sergio Silenzi to whom this work is dedicated and to G. Arena for providing RMN data.

References

- JOHNSON N.L. (1949) - Systems of frequency curves generated by methods of translation. *Biometrika*, **36**: 149-176.
- MATSON P.G., MARTZ T.R., HOFMANN G.E. (2011) - High-frequency observation of pH under Antarctic sea ice in the southern Ross Sea. *Antarct. Sci.*, **23** (6): 607-613.
- SABINE C.L., FEELY R.A., GRUBER N., KEY R.M., LEE K., BULLISTER J.L., WANNINKHOF R., WONG C.S., WALLACE D.W.R., TILBROOK B., MILLERO F.J., PENG T.H., KOZYR A., ONO T., RIOS A.F. (2004) - The oceanic sink for anthropogenic CO₂. *Science*, **305** (5682): 367-371.

T. BOTTARI, B. BUSALACCHI, F. PERDICHIZZI, P. RINELLI

Istituto per l'Ambiente Marino Costiero (CNR), UOS di Messina,
Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italia.
teresa.bottari@iamc.cnr.it

OSSERVAZIONI SULLA PRESENZA DI LARVE DI GNATIDI
(CRUSTACEA, ISOPODA) IN *MULLUS BARBATUS*
LUNGO LE COSTE TIRRENICHE DELLA SICILIA

*OBSERVATIONS ABOUT THE PRESENCE OF GNATHIIDS
(CRUSTACEA, ISOPODA) ON MULLUS BARBATUS
ALONG THE TYRRHENIAN SICILIAN COASTS*

Abstract - This is the first record of Gnathiid isopod pranzia larvae infestating red mullet (*Mullus barbatus*, Linnaeus, 1758) in the Southern Tyrrhenian Sea. The larvae were located on the gills. This study suggests that gnathiid parasite has no effect on the host growth.

Key-words: Gnathiidae, Isopoda, *Mullus barbatus*, Tyrrhenian Sea.

Introduzione - Gli Gnatidi sono isopodi parassiti di teleostei ed elasmobranchi. Le larve (pranziae) vivono sull'ospite come ectoparassiti mentre gli adulti conducono vita libera. Le pranziae si nutrono del sangue dell'ospite localizzandosi su pinne, narici, labbra, palpebre, cavità buccale e soprattutto branchie. Attualmente, è difficile individuare a livello di specie le fasi larvali degli Gnatidi perché la tassonomia di questi parassiti si basa sulla morfologia dei maschi adulti. Lo scopo del presente lavoro è quello di descrivere la prevalenza delle larve di Gnatidi nella triglia di fango (*Mullus barbatus*) e determinare il potenziale impatto del parassita sull'ospite.

Materiali e metodi - Sono stati esaminati 308 esemplari di *Mullus barbatus*, provenienti da 3 diverse campagne di pesca a strascico effettuate lungo la costa tirrenica meridionale nel maggio del 2011 e del 2012 ed ad ottobre 2012. Tutte le triglie sono state pesate (g), misurate (lunghezza totale, mm), ed è stato rilevato il sesso e lo stadio di maturità sessuale prima di procedere ad esame necroscopico routinario. Per la stima dell'età sono stati prelevati gli otoliti e osservati allo stereomicroscopio. I livelli di infestazione parassitaria (prevalenza, intensità media ed abbondanza media) sono stati valutati secondo Bush *et al.* (1997). Gli intervalli di confidenza di prevalenza (Sterne's exact method), intensità ed abbondanza (bootstrap 95% intervallo di confidenza) sono stati calcolati con il software "Quantitative Parasitology 3.0" (Reiczigel e Rózsa, 2005). Per evidenziare eventuali differenze di crescita tra pesci parassitati e non parassitati è stata stimata la relazione taglia-peso, mediante regressione lineare predittiva, con il metodo dei minimi quadrati, dopo trasformazione logaritmica. L'analisi della covarianza è stata usata per comparare il coefficiente b delle rette di regressione (Mystat software, Wong, 1989).

Risultati - 47 soggetti sono risultati parassitati. Le larve erano localizzate esclusivamente sulle branchie con una prevalenza generale pari al 15.30% (Tab. 1). I soggetti parassitati presentavano un numero variabile da 1 a 13 di forme larvali di Gnatidi. Gli esemplari non parassitati presentavano un valore del coefficiente b leggermente superiore rispetto agli esemplari parassitati (Tab. 2). Tuttavia la differenza non risultava significativa (ANCOVA, $p > 0.05$).

Conclusioni - In questo studio viene riportata per la prima volta la presenza di forme larvali di isopodi Gnatidi nella triglia di fango nel Mar Tirreno meridionale.

La presenza delle pranizae era già stata riportata lungo le coste mediterranee della Spagna, nel Mar Adriatico e nel Mar Egeo (Papoutsoglou, 1976; Radujkovic, 1982; Carreras-Aubets *et al.*, 2012). Questo studio suggerisce che nel caso di *M. barbatus* gli Gnatidi non hanno effetto sulla crescita dell'ospite.

Tab. 1 - Prevalenza, intensità media ed abbondanza media di Gnatidi in *Mullus barbatus*. () Intervallo di confidenza 95%.

Prevalence, mean intensity and abundance of Gnatids in Mullus barbatus. () 95% Confidence interval.

N	308
range LT (mm)	95-265
Prevalenza	15.3 (11.6-19.7)
Intensità media	3.68 (3.02-4.53)
Abbondanza media	0.56 (0.39-0.77)

Tab. 2 - Confronto delle relazioni taglia-peso di *Mullus barbatus* tra soggetti infestati e non infestati. N = numero di individui; a: intercetta; b: coefficiente allometrico; SE: errore standard; R²: coefficiente di determinazione.

Length-weight relationships of infested and uninfested red mullets. N = number of specimens; a: intercept; b: allometry coefficient; SE: standard error; R²: determination coefficient.

	N	TL range (mm)	a	b	SE(b)	R ²
Non						
parassitati	27	135-258	-12.536	3.205	0.14	0.949
Parassitati	46	141-262	-12.181	3.144	0.11	0.953

Bibliografia

- BUSH A.O., LAFFERTY K.D., LOTZ J.M., SHOSTAK A.W. (1997) - Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis *et al.* revisited. *J. Parasitol.*, **83**: 575-583.
- CARRERAS-AUBETS M., MONTERO F.E., KOSTADINOVA A., CARRASSÒN M. (2012) - Parasites communities in the red mullet, *Mullus barbatus* L., respond to small-scale variation in the levels of polychlorinated biphenyls in the western Mediterranean. *Mar. Pollut. Bull.*, **64**: 1853-1860.
- PAPOUTSOGLOU S.E. (1976) - Metazoan parasites of fishes from Saronicus Gulf, Athens, Greece. *Thalassographica*, **1**: 69-112.
- RADUJKOVIC B.M. (1982) - Isopoda-parasites of the South Adriatic economically important fish species. *Acta Adriatica*, **23** (1/2): 153-161.
- REICZIGEL J., RÓZSA L. (2005) - Quantitative Parasitology 3.0. Budapest.
- WONG N.D. (1989) - Mstat: a personal version of Systat. *Yale J. Biol. Med.*, **62**: 237-238.

Questo lavoro è stato in parte finanziato con il progetto Bandiera Ritmare SP2 WPI A4 UO06 "Uso dei parassiti come *biological tags* per l'identificazione di stock ittici".

S. BUTTU, A. BELLODI, A. MULAS, F. CHERCHI, M.C. FOLLESA

Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università di Cagliari,
Via T. Fiorelli, 1 - 09126 Cagliari, Italia.
simone.buttu@unica.it

IMPACT OF *PHALACROCORAX CARBO SINENSIS*
(AVES, PHALACROCORACIDAE) ON THE FISHERY RESOURCES
OF A SARDINIAN LAGOON

IMPATTO DI *PHALACROCORAX CARBO SINENSIS*
(AVES, PHALACROCORACIDAE) SULLE RISORSE ITTICHE
DI UNA LAGUNA SARDA

Abstract - The negative impact of ichthyophagous birds on fish stocks are now matter of great concern. The aim of this study is to assess the wintering diet of the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in the S. Antioco lagoon (south-western Sardinia). Through the morphological analysis of undigested hard body parts, such as otoliths, it was possible to trace to the preyed species, their size, biomass and, then, to the average daily consumption of cormorants.

Key-words: *Phalacrocorax carbo sinensis*, pellet, diet, otoliths, daily food intake.

Introduction - Given the favorable Sardinian environmental characteristic, the lagoons and ponds throughout its territory have been considered among Italy's most important wintering areas for *Phalacrocorax carbo sinensis* (Blumenbach, 1798) (Baccetti, 1988). Since the early '80s the presence of this species along the Italian coasts has began to rise considerably, probably due to conservation programs held in Northern European colonies (Vetemaa *et al.*, 2010). Recently, this fast population growth is the major concern among fishermen, afraid for the loss of fish stocks (Vetemaa *et al.*, 2010). In this work we analyze the diet composition of a colony of cormorants located in the S. Antioco lagoon (South-Western Sardinia), in order to quantify their average daily consumption.

Materials and methods - The study of the diet was conducted on samples collected in the dormitory located inside the S. Antioco lagoon (SCI ITB042223) during the wintering season 2010/2011. The area (660 ha) is located in the south-western Sardinia, near the isthmus of S. Antioco, and bordering the Gulf of Palmas. A total of 442 pellets were analysed through the morphological examination of hard body parts, as otoliths. Those were photographed, measured, and examined in order to quantify and determine the ingested preys. Data collected were analysed both by the numeric count and the ponderal analysis. The quantitative importance of each prey group in the diet was also evaluated, through the percent index of relative importance (%IRI). The size of preyed fish was assessed through the use of biometric relationships. The value of the average daily consumption (Daily Food Intake, DFI) was evaluated based on Keller (1995).

Results - Of the 442 pellets collected, 91 consisted only of a casing of mucus (%Cv=20.5). The diet was composed almost exclusively by Osteichthyes. In the remaining 351 full pellets a total of 3438 otoliths were found, belonging to 2284 individuals. The data analysis showed that *P. carbo sinensis* had a limited trophic spectrum, as indicated by the low values of the indexes of Levins (Bi) and Shannon (H') (0.21 and 0.75, respectively). Eleven fish families were identified in the diet of the Great Cormorant. The most important prey were Mugilidae (%Cn=50.39; %IRI=84) with a range in size from 3.2 to 30.3 cm of total length (TL). Atherinidae (%Cn=18.17;

%IRI=2.05) with a size ranging between 3.2-8.8 cm and Gobidae (%Cn=15.72; %IRI=4.16) with a size range of 4.1-12.7 cm were of a secondary importance. Sparidae (%N=7.88) with sizes between 10.4-20.2 cm and Moronidae (%N=4.47) with sizes comprised from 8.3 to 44.1 cm were occasional prey items. The longer prey ingested by Great Cormorants was represented by an Anguillidae with a total length of 64 cm. The remaining prey registered in the diet, with very low values of abundance, were classified as accidental prey. The value of daily food intake (DFI) during their wintering season was equal to 288.8 g/day for bird.

Conclusions - In this work it is described the quantitative and qualitative diet composition of the *Phalacrocorax carbo sinensis* population of the S. Antioco's lagoon (South-Western Sardinia). Despite the variety of prey, the species showed a stenophagous diet. This behavior could be related to the peculiar characteristics of the fish populations (in terms of abundance) present in the lagoon (Murenu *et al.*, 2004). The trophic spectrum was, in fact, dominated almost exclusively by euryhaline fish species, specifically belonging to Mugilidae, as also found in other lagoons of the Central Western Sardinia (Cabras) (Addis and Cau, 1997). The same situation was also found in the Grado lagoon (Venice) (Privileggi, 2000), where the majority of the seasonal consumed biomass was constituted by mullets, with lower values of basses. The obtained DFI, was in agreement with the value found by Addis and Cau (1997) for central-western Sardinian wetlands (DFI=300 g/day), while differed slightly from those indicated by Volponi (1997) in the Po Delta (DFI=343 g/day) and Privileggi (2000) (DFI=450 g/day) in the Grado lagoon. These results can be a valid contribution in the management of these particular transitional environments.

Acknowledgements: The authors wish to thank Dr W. Piras with Alea Ricerca & Ambiente and the "Provincia di Carbonia-Iglesias - Servizio Tutela della Flora e della Fauna" for having kindly provided the data on the census of cormorants.

References

- ADDIS P., CAU A. (1997) - Impact of the feeding habits of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* on the lagoon fish-stocks in central-western Sardinia. *Avocetta*, **21**: 180-187.
- BACCETTI N. (1988) - Lo svernamento del cormorano in Italia. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, **15**: 170 pp.
- KELLER T. (1995) - Food of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* wintering in Bavaria, southern Germany. *Ardea*, **83**: 185-192.
- MURENU M., OLITA A., SABATINI A., FOLLESA M.C., CAU A. (2004) - Dystrophy effects on the *Liza ramada* (Risso, 1826) (Pisces, Mugilidae) population in the Cabras lagoon (central-western Sardinia). *Chem. Ecol.*, **20** (Suppl. 1): 425-433.
- PRIVILEGGI N. (2000) - Great Cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) wintering in Friuli Venezia Giulia, Northern Adriatic: specific and quantitative diet composition. *Vogelwelt*, **124** (Suppl. 1): 237-243.
- VETEMAA M., ESCHBAUM R., ALBERT A., SAKS L., VERLIIN A., JURGENS K., KESLER M. (2010) - Changes in fish stocks in an Estonian estuary: overfishing by cormorants? *ICES J. Mar. Sci.*, **67**: 1972-1979.
- VOLPONI S. (1997) - Cormorants wintering in the Po Delta: estimate of fish consumption and possible impact on aquaculture production. Proceedings of the 4th European Conference on Cormorants. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, **26**: 323-332

B. CRISTO, L. MURA*, G.L. DEDOLA, F. SCARPA, T. LAI, P. COSSU,
N. FOIS*, M. CASU, D. SANNA

Dip. di Scienze della Natura e del Territorio, Sez. di Zoologia, Archeozoologia e Genetica,
Università di Sassari,
Via F. Muroli, 25 - 07100 Sassari, Italy.
darsanna@uniss.it

*Agris Sardegna, Località Bonassai, Olmedo (SS), Italy.

PRELIMINARY DATA ON THE GENETIC VARIABILITY OF THE CLAM *RUDITAPES DECUSSATUS*

DATI PRELIMINARI SULLA VARIABILITÀ GENETICA DEL BIVALVE RUDITAPES DECUSSATUS

Abstract - The Mediterranean populations of *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) (Veneridae) experienced a decline in the last decades as consequence of commercial exploitation. Any increasing of genetic knowledge, on large geographic-scale, of present populations is essential to address adequate conservation plans for this species. We analysed mtDNA COI region in individuals from Mediterranean and Atlantic. Results pointed out a possible genetic break between eastern and western Mediterranean basins and a molecular affinity between western Mediterranean and Atlantic populations. Further analysis on an enlarged dataset of samples could shed new light on the molecular trends here evidenced.

Key-words: grooved carpet shell clam, genetics, population dynamics.

Introduction - The grooved carpet shell clam, *Ruditapes decussatus* is a bivalve considered as one of the most important for Mediterranean aquaculture, which experimented a reduction of its population as possible consequence of an unregulated commercial exploitation. Furthermore, the introduction for commercial purposes in the Mediterranean of the Manila clam, *R. philippinarum*, native to the Pacific coast of Asia, favoured progressive decline of indigenous populations of *R. decussatus*. In order to provide management plans devoted to preserve the genetic variability of this species, it is of great relevance knowing the present status of Mediterranean *R. decussatus* genetic variation on a geographic scale as large as it is possible. Our study represents an effort in this sense, as we analysed mitochondrial COI gene relationships among samples from the eastern and western Mediterranean and Atlantic.

Materials and methods - Specimens of *R. decussatus* from three sites from Italy - Olbia (Sardinia), Orbetello (Tuscany), and Messina (Sicily) - were sampled. A portion of mitochondrial Cytochrome c Oxidase subunit I gene was amplified and then sequenced using specific primers designed by the authors according to the methodologies previous described by Sanna and colleagues (Sanna *et al.*, 2012 and references therein). All COI sequences available on GenBank were added to our dataset obtaining a 541 bp long alignment including individuals of 6 Mediterranean (from France, Italy, Tunisia, and Turkey) and 1 Atlantic (from Portugal) sites. Estimates of genetic diversity were obtained using DnaSP 5.10 (Rozas and Rozas, 1999). Genetic relationships among individuals were inferred using the program Network 4.6.1.1 (www.fluxus-engineering.com). The occurrence of genetic structuring among samples was investigated by Baps 5.4 (Corander and Tang, 2007). Historical population dynamics were estimated by mismatch distribution analysis using DnaSP 5.10.

Results - On 23 individuals analysed, 13 haplotypes, identified by 19 polymorphic sites, were found. The most common haplotype spread in the 48% of individuals including samples from France, Italy, and Tunisia, 10 haplotypes were present in a single individual, while samples from Turkey and Portugal did not share haplotypes

with remaining individuals. Noteworthy, high levels of genetic diversity occurred among samples ($h=0.850$ and $\pi=0.006$). Network analysis pointed out a genetic divergence (represented by 7 mutations) between samples from Turkey and the others. Among western Mediterranean and Atlantic individuals, a star-like fashion evidenced the occurrence of a main haplotype diverging from derived ones for 1-2 mutations only, according to a founder effect model. Consistently, the mismatch distribution analysis showed a bi-modal shape. However, Bayesian analysis evidenced the presence of a single group of haplotypes as possible consequence of the low number of mutations which differentiated Turkish samples from the remaining.

Conclusions - Results obtained suggest the presence of a moderate level of genetic structuring between *R. decussatus* populations from eastern and western Mediterranean. This finding is consistent with the occurrence of a biogeographic boundary, usually located at the Siculo-Tunisian Strait, which reduces gene flow between the two basins (Bianchi, 2007). Our data also support the possible occurrence of a bottleneck among western Mediterranean sites (France, Italy and Tunisia) as it was previously observed in other populations of *R. decussatus* (Gharbi *et al.*, 2010; Manunza *et al.*, 2010). Noteworthy, samples from western Mediterranean show a genetic similarity with samples from Portugal, as possible consequence of an efficient larval dispersal across Gibraltar Strait. A similar trend was found in *Paracentrotus lividus* (Maltagliati *et al.*, 2010). However we should take into account that the low number of mutations separating eastern from western Mediterranean could not be conclusive to infer on the possible occurrence of a genetic structuring between the two basins that must be confirmed by means of further analysis on a larger number of samples.

References

- BIANCHI CN. (2007) - Biodiversity issues for the forthcoming tropical Mediterranean Sea. *Hydrobiologia*, **580**: 7-21.
- CORANDER J., TANG J. (2007) - Bayesian analysis of population structure based on linked molecular information. *Math. Biosci.*, **205**: 19-31.
- GHARBI A., CHATTI N., SAID K., VAN WORMHOUDT A. (2010) - Genetic variation and population structure of the carpet shell clam *Ruditapes decussatus* along the Tunisian coast inferred from mtDNA and ITS1 sequence analysis. *Biologia*, **65** (4): 688-696.
- MALTAGLIATI F., DI GIUSEPPE G., BARBIERI M., CASTELLI A., DINI F. (2010) - Phylogeography and genetic structure of the edible sea urchin *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) inferred from the mitochondrial cytochrome b gene. *Biol. J. Linnean Soc.*, **100**: 910-923.
- MANUNZA A., MASCIA D., DEMURTAS R., DEIANA AM., CANNAS R. (2010) - On the genetic structure of *Ruditapes decussatus* (Mollusca, Bivalvia) inferred by nuclear and mitochondrial genetic markers. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **39**: 384.
- ROZAS J., ROZAS R. (1999) - DnaSP version 3: an integrated program for molecular population genetics and molecular evolution analysis. *Bioinformatics*, **15**: 174-175.
- SANNA D., DEDOLA G.L., LAI T., CURINI-GALLETTI M., CASU M. (2012) - PCR-RFLP: a practical method for the identification of specimens of *Patella ulyssiponensis* s.l. (Gastropoda: Patellidae). *Ital. J. Zool.*, **79**: 50-59.

J. FERRARIO, D. SAVINI, A. LODOLA, A. MARCHINI, A. OCCHIPINTI AMBROGI

Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia,
Via S. Epifanio, 14 - 27100 Pavia, Italia.
jasmine.ferrario@unipv.it

RISK OF NON-INDIGENOUS SPECIES INTRODUCTION VIA INTERNATIONAL SEAFOOD TRADE: THE CASE OF CHIOGGIA FISH MARKET

RISCHIO DI INTRODUZIONE DI SPECIE NON-INDIGENE ATTRAVERSO IL COMMERCIO ITTICO INTERNAZIONALE: IL CASO DEL MERCATO DEL PESCE DI CHIOGGIA

Abstract - The global movement of marine organisms of commercial interest is a pathway of non-indigenous species (NIS) introduction. Qualitative and quantitative data on the species traded in 2011 at the fish market Chioggia (Venice) was collected, with the aim of assessing the risk of NIS introduction.

Key-words: marine species trade, non-indigenous species, Chioggia fish market, Lagoon of Venice.

Introduction - Fish and shellfish trade and aquaculture have been increasing over the last few years due to the rising demand for live and processed products. In Italy, the most important area of production and exchange is the Adriatic Sea (www.fao.org), particularly the Lagoon of Venice. The global movement of organisms of economic interest is an important pathway of non-indigenous species (NIS) introduction into aquatic ecosystems by means of intentional release or unintentional dispersal of imported organisms-target species as well as non-target species associated with packaging (Weigle *et al.*, 2005; Minchin, 2007). Within the EU-FP7 Project VECTORS (Vectors of Change in Ocean and Sea Marine Life, Impact on Economic Sectors) a preliminary investigation on species traded at the fish market of Chioggia, the most important fishery near Venice, was carried out, with the aim of exploring the potential role of seafood trade in NIS introduction.

Materials and methods - The fish market of Chioggia is one of the major crossroads for trade and commercial exchanges in Europe; it is located within the southern basin of the Lagoon of Venice. Loading and unloading of packaged seafood takes place directly on docks, very close to the lagoon waters. We interviewed Mr. Andrea Venerucci and Gabriele Baldin, respectively director and business manager of the Chioggia fish market, about the import-export movement of marine fish and shellfish species occurred in 2011, in order to gather information on the main species traded as seafood. We collected data on: - native and extra-Mediterranean species arrived at Chioggia in 2011 and sold to the national customers; - total quantities of imported products (t y⁻¹); - live or dead imports; - national and international market vendors. For all species of the Chioggia market list, a detailed literature search was then carried out in order to check the original range of species distribution. For the extra-Mediterranean species already introduced to other European and Mediterranean countries, information on their introduction history was searched. Furthermore, their biological traits were analysed, with the aim of assessing whether these species could find a suitable habitat and hence a chance of establish a wild population in the northern Adriatic Sea, in case of accidental escape following trade operations and transport.

Results - A total of 232 species, corresponding to 1346,12 t, were registered for trade through the fish market of Chioggia in 2011. Out of these, 155 species

(1129,09 t) were indigenous to the Mediterranean and 77 (217,03 t) had an extra-Mediterranean biogeographic origin; amongst the latter, 9 species were already reported as established along the Italian coasts, whereas 68 have not been recorded in Italy yet. Out of these 68 species, 49 (mainly finfish species) have been imported as fresh or frozen products; 19 species have been traded as live imports, although in small quantities only (as marketing experiments). These latter are: *Agropecten purpuratus*, *Buccinum undatum*, *Ensis directus*, *Ensis macha*, *Mytilus edulis platensis*, *Patinopecten yessoensis*, *Pecten maximus* (molluscs) and *Homarus americanus*, *Jasus* sp., *Linuparus* sp., *Litopenaeus vannamei*, *Metacarcinus magister*, *Palinurus gilchristi*, *Pandalus borealis*, *Panulirus* sp., *Paralithodes camtschaticus*, *Portunus* (*Portunus*) *sanguinolentus*, *Portunus* (*Posidon*) *validus*, *Scyllarides herklotsii* (crustaceans). The analysis of biological traits of these 19 species revealed that their accidental release from Chioggia fish market may actually result in their settlement in the Venice lagoon.

Conclusions - The global movement of organisms of commercial interest may act as a pathway of NIS introduction. In the case of the fish market of Chioggia 19 extra-Mediterranean species have been traded as live imports and might be introduced accidentally and eventually settle in the wild. For instance, the decapod *Homarus americanus* and the bivalve *Ensis directus*, already recorded with stable populations along the Atlantic coasts of Europe since the 1960s and the 1970s (Cosel *et al.*, 1982; Luczak *et al.*, 1993; van der Meeren *et al.*, 2010) are a possible threat in the Lagoon of Venice because they are eurieciotic species, able to grow on every kind of substrate, to thrive in low salinity and to endure a broad spectrum of water temperatures. As regards *Homarus americanus*, its release/escape from live imports has been speculated as a possible pathway of introduction in the eastern Atlantic Ocean, but other vectors cannot be excluded (van der Meeren *et al.*, 2010). Although most of the potential immigrants are now imported live in small numbers, thus lowering the risk, such marketing experiments should take into account their ecological consequences. Therefore, movement and marketing of live trade species should adhere to strict controls in order to prevent unintentional NIS introduction.

References

- COSEL R.-VON, DÖRJES J., MÜHLENHARDT-SIEGEL U. (1982) - Die amerikanische Schwertmuschel *Ensis directus* (Conrad) in der Deutschen Bucht. I. Zoogeographie und Taxonomie im Vergleich mit den einheimischen Schwertmuschel-Arten. *Senckenb. Marit.*, **14** (3/4): 147-173.
- LUCZAK C., DEWARUMEZ J.-M., ESSINK K. (1993) - First record of the American jack knife clam *Ensis directus* on the French coast of the North Sea. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **73** (1): 233-235.
- MINCHIN D. (2007) - Aquaculture and transport in a changing environment: overlap and links in the spread of alien biota. *Mar. Pollut. Bull.*, **55**: 302-313.
- VAN DER MEEREN G., STØTTRUP J., ULMESTRAND M., ØRESLAND V., KNUTSEN J.-A., AGNALT A.-L. (2010) - *Homarus americanus*. NOBANIS: online database of the European network on invasive alien species. www.nobanis.org. Accessed 08.02.2013
- WEIGLE S.M., SMITH L.D., CARLTON J.T., PEDERSON J. (2005) - Assessing the risk of introducing exotic species via the live marine species trade. *Conserv. Biol.*, **19** (1): 213-223.

A. GRAVA, S. CARONNI¹, A. GHIANI, A. NAVONE², S. CITTERIO

Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università di Milano-Bicocca,
P.zza della Scienza, 1 - 20126 Milano, Italia.

¹Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia, Pavia, Italia.
sarah.caronni@unipv.it

²Area Marina Protetta di Tavolara Punta Coda Cavallo, Olbia, Italia.

PRIME PROVE DI COLORAZIONE DELLE CELLULE
DELLA MICROALGA BENTONICA *CHRYSOPHAEUM TAYLORII*
LEWIS & BRYAN (PELAGOPHYCEAE) FINALIZZATE ALLA
DEFINIZIONE DI UN PROTOCOLLO PROCEDURALE *AD HOC*

*FIRST CELL STAINING ATTEMPTS FOR THE DEFINITION
OF A PROCEDURAL PROTOCOL FOR THE BENTHIC MICROALGA
CHRYSOPHAEUM TAYLORII LEWIS & BRYAN (PELAGOPHYCEAE)*

Abstract - In order to identify a suitable staining protocol to investigate the main cell morpho-functional characteristics and the life cycle of the benthic marine microalga *Chrysothrix taylorii* Lewis & Bryan (Pelagophyceae) by using flow cytometric (FCM), different cell fixing methods were tested in laboratory.

Key-words: *phytobenthos, fixation, staining, fluorescence.*

Introduzione - Le uniche informazioni sulle caratteristiche morfo-funzionali delle cellule vegetative della microalga bentonica produttrice di mucillagine *Chrysothrix taylorii* Lewis & Bryan (Pelagophyceae), recentemente ritrovata in Mediterraneo (Lugliè *et al.*, 2008; Aktan e Topaloğlu, 2011), e sul suo ciclo vitale risalgono al 1941 (Lewis e Bryan, 1941). Il ricorso alla citometria a flusso, già impiegata nel campo della microbiologia marina (Casotti, 2010), permetterebbe di incrementare tali conoscenze, in base agli organelli che si vogliono visualizzare e ai fluorocromi utilizzati. Questa metodica necessita, però, della messa a punto di protocolli di fissazione e colorazione *ad hoc* per la specie studiata (Hyka *et al.*, 2013). Nel presente lavoro sono riportati i risultati degli esperimenti fino ad oggi condotti per evidenziare i nuclei delle cellule di *C. taylorii*.

Materiali e metodi - Le prove sono state effettuate sulle cellule di *C. taylorii* presenti in campioni raccolti in Sardegna nell'estate del 2011 e conservate in soluzione di acqua di mare e Lugol (1%) o DMSO (10%) rispettivamente a temperatura ambiente o a -80 °C. Per evidenziare i nuclei sono stati testati due fluorocromi: SYBR Green (0.3%) (Vitovà *et al.*, 2005) e DAPI (2 µg/ml) (Vanucci *et al.*, 2010). Per visualizzare gli acidi nucleici con DAPI è necessario operare su cellule fissate, per rendere permeabili le membrane cellulari e permettere la penetrazione del fluorocromo (Hyka *et al.*, 2013). Al fine di individuare i fissativi più idonei per *C. taylorii*, sono stati testati (varie combinazioni e concentrazioni) alcuni di quelli generalmente più utilizzati per altre specie: paraformaldeide, cloroformio, DMSO, Triton e SDS (Zachleder e Cepák, 1987; Hyka *et al.*, 2013).

Risultati - Relativamente alle prove di colorazione con SYBR Green, nonostante siano stati sperimentati vari tempi di azione del colorante, il nucleo delle cellule non si è colorato. Per quanto riguarda, invece, la colorazione con DAPI, risultati soddisfacenti (più della metà delle cellule con nuclei colorati) sono stati ottenuti trattando preventivamente le cellule con paraformaldeide al 4% seguita da DMSO al 10% oppure da Triton allo 0.3%. Le fissazioni condotte utilizzando in modo

sequenziale paraformaldeide (0.1%) e poi cloroformio (1:20000), così come quella con solo DMSO (10%), invece, non hanno prodotto risultati interessanti. Nel primo caso, infatti, non è stata osservata nessuna colorazione degli acidi nucleici mentre nel secondo il trattamento sembra aver fortemente danneggiato le cellule. Particolarmente importanti per la buona riuscita della colorazione sono risultati sia i tempi di incubazione del campione con i fissativi prescelti, sia il loro lavaggio con acqua di mare sterile, mediante centrifugazione (max. 650 rpm, per evitare la rottura delle cellule), al termine dei trattamenti con fissativi e detergenti. Anche l'effettuazione di un primo lavaggio per la rimozione del Lugol o del DMSO in cui le cellule erano conservate, prima di trattare i campioni con paraformaldeide, è risultata utile a migliorare la colorazione. Relativamente ai tempi di incubazione, infine, i risultati migliori sono stati ottenuti lasciando agire la paraformaldeide per 30 o 120 minuti, il DMSO per 30 minuti e il Triton per 10 minuti.

Conclusioni - I risultati ottenuti suggeriscono che per ottenere una soddisfacente colorazione dei nuclei delle cellule di *C. taylorii* sia necessario trattarle con paraformaldeide al 4% (30 minuti) e DMSO al 10% (30 minuti) oppure Triton al 0.3% (10 minuti), effettuando lavaggi con acqua di mare all'inizio del trattamento (se si utilizzano cellule conservate in Lugol 1%) e al termine di ogni passaggio. L'utilizzo di paraformaldeide e Triton è già stato validato per la colorazione di altre microalghe (Hyka *et al.*, 2013) ma i tempi di incubazione in paraformaldeide, necessari ad ottenere una buona colorazione delle cellule di *C. taylorii*, sono risultati più lunghi (~10 minuti in più) di quelli testati per altre specie di microalghe per cui sono già stati definiti protocolli procedurali *ad hoc* (Hyka *et al.*, 2013).

Bibliografia

- AKTAN Y., TOPALOĞLU B. (2011) - First record of *Chrysophaeum taylorii* Lewis & Bryan and their benthic mucilaginous aggregates in the Aegean Sea (Eastern Mediterranean). *J. Black Sea/Medit. Environ.*, **17** (2): 159-170.
- CASOTTI R. (2010) - La citometria a flusso per lo studio dei microorganismi planctonici. In: Socal G., Buttino I., Cabrini M., Mangoni O., Penna A., Totti C. (eds), Metodologie di studio del plancton marino. *ISPRA, Manuali e Linee guida*, **56**: 311-325.
- HYKA P., LICKOVA S., PŘIBYL P., MELZUCH K., KOVAR K. (2013) - Flow cytometry for the development of biotechnological processes with microalgae. *Biotech. Advances*, **31**: 2-16.
- LEWIS I.F., BRYAN H.F. (1941) - A New Protophyte from the Dry Tortugas. *Am. J. Bot.*, **28** (4): 343-348.
- LUGLIÈ A., SATTA C., PADEDDA B., PULINA S., SECHI N. (2008) - What is *Chrysophaeum taylorii* Lewis & Bryan doing in Sardinia (Tyrrhenian Sea, Mediterranean)? *Harmful Algae News*, **36**: 4-6.
- VANUCCI S., DEL NEGRO P., BERNARDI AUBRY F. (2010) - Conteggio in epifluorescenza per la stima del nano plancton autotrofo ed eterotrofo. In: Socal G., Buttino I., Cabrini M., Mangoni O., Penna A., Totti C. (eds), Metodologie di studio del plancton marino. *ISPRA, Manuali e Linee guida*, **56**: 203-212.
- VÍTOVÁ M., HENDRYCHOVÁ J., CEPÁK V., ZACHLEDER V. (2005) - Visualization of DNAContaining Structures in Various Species of Chlorophyta, Rhodophyta and Cyanophyta Using SYBR Green I Dye. *Folia Microbiol.*, **50** (4): 333-340.
- ZACHLEDER V., CEPÁK V. (1987) - Visualization of DNA containing structures by fluorochrome DAPI in those algal cells which are not freely permeable to the dye. *Arch. Hydrobiol.*, **7** (41): 172-217.

A. MENGONI¹, A. FOCARDI¹, G. BACCI^{1,2}, A. UGOLINI¹

¹Dipartimento di Biologia, Università di Firenze,
Via Romana, 17 - 50125 Firenze, Italia.
alberto.ugolini@unifi.it

²Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura,
Centro di Ricerca per lo studio delle Relazioni tra Pianta e Suolo (CRA-RPS), Roma, Italia.

COMPOSIZIONE E VARIABILITÀ DEI MICROBIOMI ASSOCIATI CON L'ANFIPODE *TALITRUS SALTATOR* (MONTAGU) (CRUSTACEA, AMPHIPODA)

COMPOSITION AND VARIABILITY OF MICROBIOMES ASSOCIATED WITH THE SANDHOPPER *TALITRUS SALTATOR* (MONTAGU) (CRUSTACEA, AMPHIPODA)

Abstract - *Talitrus saltator* is one of the key species of the damp band of European sandy beaches. Despite the large interest on animal-associated bacteria and on their relationships with animal host's ecology and metabolism, only a few and preliminary data are present concerning the bacterial communities (microbiomes) associated with *T. saltator*. Here we characterized the microbiome present in 30 individuals of *T. saltator* belonging to seven populations distributed along the Tuscan coast (Italy) by using Terminal-Restriction Fragment Length Polymorphism (T-RFLP) analysis of amplified 16S rRNA genes. Results showed a high diversity of the microbiome, composed mainly by members of Alphaproteobacteria, Gammaproteobacteria, Bacillales and Clostridiales classes. Interestingly, the microbiome fingerprints were highly variable among individuals, even from the same populations, the inter-individual differences accounting for 88.7% of total fingerprints variance. However, statistically significant population-specific microbiome signatures were detected, and accounted for the remaining 11.3% of total fingerprints variance. These population-specific differences were mainly attributed to sequences from members of known host-associated bacteria such as Gammaproteobacteria and Betaproteobacteria, Cytophagia and Spirochaetia. In conclusion this study sheds light on the microbiome associated with an amphipod species and on the inter-individual microbiome variation with potential importance for understanding amphipod trophic and ecologic processes.

Key-words: microbiomes, bacterial communities, cultivation-independent methods, *Talitrus saltator*, Tuscan coast.

Introduzione - Gli anfipodi sopralitorali svolgono un ruolo fondamentale nel flusso dell'energia all'interno degli ecosistemi sabbiosi. Inoltre da alcuni anni gli anfipodi talitridi vengono studiati e proposti come bioindicatori della presenza di inquinanti ambientali (Ugolini e Ungherese, 2012). È noto che ogni organismo eucariote ospita una comunità microbica (microbioma), che può condizionarne lo stato di salute e la crescita. Tale comunità è spesso presente in numeri maggiori rispetto all'organismo ospitante. Si stima infatti che il microbioma umano possieda almeno 10 volte il numero di geni presenti nel genoma umano e 100 volte il numero di cellule presenti in un individuo adulto (Qin *et al.*, 2010). Vista quindi l'importanza in termini numerici ed ecologici del microbioma ospitato dagli organismi multicellulari e l'assenza di dati riguardanti le comunità microbiche associate ai crostacei anfipodi, in questo studio ci siamo proposti di caratterizzare per la prima volta il microbioma di individui appartenenti alla specie *Talitrus saltator*.

Materiali e metodi - L'analisi è stata eseguita attraverso l'estrazione di DNA da 30 esemplari di *T. saltator* provenienti da 7 popolazioni del litorale toscano e successiva amplificazione dei geni del 16S rRNA batterico. In seguito, i campioni amplificati sono stati digeriti con enzimi di restrizione e analizzati utilizzando la tecnica dei T-RFLP (Terminal-Restriction Fragment Length Polymorphism) (Mengoni *et al.*, 2007) tramite elettroforesi capillare su sequenziatore automatico ABI310 (Applied

Biosystems). I dati ottenuti sono infine stati sottoposti ad analisi statistica (PAST e ARLEQUIN) e bioinformatica (MiCA), come descritto in Mengoni *et al.*, 2009, al fine di valutare la composizione in termini di taxa dei microbiomi e la loro variabilità tra gli individui e le popolazioni di *T. saltator*.

Risultati - I risultati ottenuti hanno permesso di evidenziare la presenza di un microbioma altamente complesso, costituito in prevalenza dalle classi batteriche degli Alphaproteobacteria, Gammaproteobacteria, Bacillales e Clostridiales. L'analisi della varianza molecolare ha permesso di evidenziare, in modo simile ai microbiomi intestinali umani (Muegge *et al.*, 2011), una forte specificità individuale tanto che all'interno della stessa popolazione la percentuale di varianza attribuita ai profili dei microbiomi dei singoli animali risulta essere dell'88.70%. È stata comunque evidenziata anche la presenza di un microbioma popolazione specifico, costituito dal restante 11.30% della varianza molecolare totale e attribuito soprattutto a membri appartenenti a gruppi batterici quali Gammaproteobacteria, Betaproteobacteria, Cytophagia e Spirochaetia, in cui sono noti ceppi associati con tessuti animali (Archie e Theis, 2011).

Conclusioni - Questo studio ha gettato una prima luce sul microbioma associato agli anfipodi sopralitorali. Lo studio del microbioma associato ad anfipodi sopralitorali e la variazione inter-individuale del microbioma potrebbero risultare utili per la comprensione dei processi trofici ed ecologici di queste specie chiave del litorale sabbioso.

Bibliografia

- ARCHIE E.A., THEIS K.R. (2011) - Animal behaviour meets microbial ecology. *Anim. Behav.*, **82**: 425-436.
- MENGONI A., GIUNTINI E., BAZZICALUPO M. (2007) - Application of Terminal-Restriction Fragment Length Polymorphism (T-RFLP) for Molecular Analysis of Soil Bacterial Communities. In: Varma A. (ed), *Advanced Techniques in Soil Microbiology*. Springer, New-York: 295-305.
- MENGONI A., PINI F., HUANG L.N., SHU W.S., BAZZICALUPO M. (2009) - Plant-by-plant variations of bacterial communities associated with leaves of the nickel-hyperaccumulator *Alyssum bertolonii* Desv. *Microbial Ecol.*, **58**: 660-667.
- MUEGGE B.D., KUCZYNSKI J., KNIGHTS D., CLEMENTE J.C., GONZÁLEZ A., FONTANA L., HENRISSAT B., KNIGHT R., GORDON J.I. (2011) - Diet drives convergence in gut microbiome functions across mammalian phylogeny and within humans. *Science*, **332**: 970-974.
- QIN J., LI R., RAES J., ARUMUGAM M., BURGDORF K.S., MANICHANH C., NIELSEN T., PONS N., LEVENEZ F., YAMADA T., MENDE D.R., LI J., XU J., LI S., LI D., CAO J., WANG B., LIANG H., ZHENG H., XIE Y., TAP J., LEPAGE P., BERTALAN M., BATTO J.M., HANSEN T., LE PASLIER D., LINNEBERG A., NIELSEN H.B., PELLETIER E., RENAULT P., SICHERITZ-PONTEN T., TURNER K., ZHU H., YU C., LI S., JIAN M., ZHOU Y., LI Y., ZHANG X., LI S., QIN N., YANG H., WANG J., BRUNAK S., DORE J., GUARNER F., KRISTIANSEN K., PEDERSEN O., PARKHILL J., WEISSENBACH J., BORK P., EHRlich S.D., WANG J. (2010) - A human gut microbial gene catalogue established by metagenomic sequencing. *Nature*, **464**: 59-65.
- UGOLINI A., UNGHERESE G. (2012) - Sandhoppers as bioindicators of anthropogenic influence on Mediterranean sandy beaches. In: Stambler N. (ed), *Life in the Mediterranean Sea: A Look at Habitat Changes*. Nova Science Publ., New York: 413-443.

S. MORGANA, E. PERINO, M. FAIMALI¹, A. BISIO², R. PRONZATO

Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Università di Genova,
Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
silvia.morgana86@gmail.com

¹CNR, Istituto di Scienze Marine (ISMAR), Sezione Tecnologie Marine,
Via de Marini, 6 - 16149 Genova, Italia.

²Dipartimento di Farmacia (Difar), Università di Genova, Viale Cembrano, 4 - 16147 Genova, Italia.

PRELIMINARY ANALYSIS ON THE BIOACTIVITY OF *SALVIA* SPP. EXUDATES ON MARINE MODEL ORGANISMS

ANALISI PRELIMINARE SULLA BIOATTIVITÀ DI ESSUDATI DI *SALVIA* SPP. SU ORGANISMI MARINI MODELLO

Abstract - A study on different species of *Salvia* spp. (Lamiaceae) about the bioactive metabolites of their exudates is reported. The study detected the effects of these compounds on marine model organisms, showing a new possible antifouling application of these compounds.

Key-words: bioactive compound, crude extract, natural antifouling, barnacles.

Introduction - Recently most interest has been focused on active compounds extracted from natural sources. The genus *Salvia* from the Lamiaceae family produce a variety of secondary metabolites, many of them have been investigated for their analgesic, anti-inflammatory, hemostatic, antioxidant, antimicrobial, antitumoral activities (Topçu, 2006). The aim of this study is to characterize the bioactivity of exudates extracted from several species of *Salvia*. A first screening detected the lethality's effect of extracts from seventeen species of *Salvia* on *Artemia salina*; then two species of *Salvia* already known for their phytotoxicity (Bisio *et al.*, 2010) were tested for their antifouling activity using larvae of the cirriped crustacean *Amphibalanus amphitrite* (cyprids and nauplii) as model organism.

Materials and methods - The extraction of the exudates of *Salvia* spp. was carried out by Dipartimento di Farmacia, Università di Genova: fresh aerial parts of seventeen species were immersed in CH₂Cl₂ for 20 s. After filtration, the extraction solvent was removed under reduced pressure. The toxicity of the exudates of *Salvia* were screened with *A. salina* mortality bioassay. The values LC50 was obtained using trimmed Spearman-Kärber analysis at 24 h. The extracts were tested in three replicates at 1000, 100 and 10 µg of extract per ml. The second experiment was carried out in CNR-ISMAR's laboratory where the extracts of *Salvia x jamensis* "La Siesta" and *Salvia cacaliaefolia* were tested with cypris larvae of *A. amphitrite* in the settlement inhibition bioassay and with nauplii of *A. amphitrite* in the mortality bioassay. Settlement inhibition (EC50) at 72 h and mortality (LC50) values at 24 h were calculated using trimmed Spearman-Kärber analysis. The extracts were tested in three replicates at 100, 50, 10, 1 and 0.1 µg of extract per ml. The Therapeutic Ratio (TR) is defined as LC50/EC50. It was calculated in order to estimate whether settlement inhibition is due to toxicity or other mechanism.

Results - The screening with *A. salina* showed different toxicity levels of the tested extracts. The LC50 value obtained at 24 h is 149 µg/ml for *S. adenophora*; 359 µg/ml for *S. aurea*; >1000 µg/ml for *S. buccianii*; 107 µg/ml for *S. cacaliaefolia*; >1000 µg/ml for *S. chamaedryde*; 469 µg/ml for *S. cinnabarina*; >1000 µg/ml for *S. confertiflora*; 269 µg/ml for *S. miniata*; >1000 µg/ml for *S. fallax*; 588 µg/ml for *S. haenchi*; 263 µg/ml for *S. x jamensis* "La Luna"; 201 µg/ml for *S. x jamensis* "La

Siesta”; 79 µg/ml for *S. namaensis*; 101 µg/ml for *S. rutilans*; 139 µg/ml for *S. scabra*; 60 µg/ml for *S. sonia*; 1000 µg/ml for *S. wagneriana*. After settlement tests, EC50 values for *S. cacaliaefolia* is 0.36 µg/ml and for *S. x jamensis* “La Siesta” is 0.24 µg/ml. Concerning naupliar mortality, LC50 values of *S. cacaliaefolia* is 14.64 µg/ml and for *S. x jamensis* “La Siesta” is 3.61 µg/ml. TR value calculated for *Salvia x jamensis* “La Siesta” was lower than the value calculated for *Salvia cacaliaefolia*.

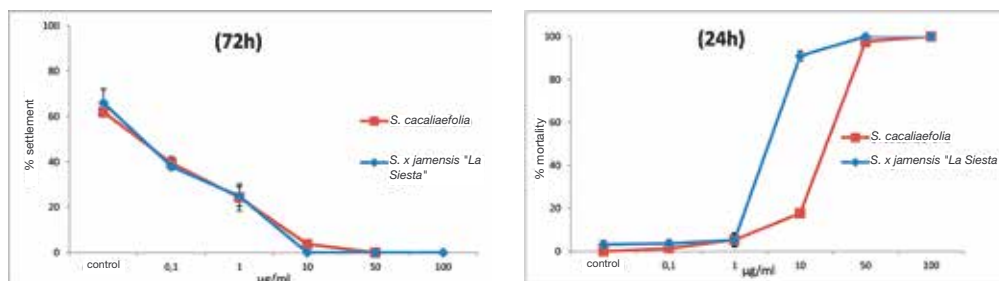


Fig. 1 - Results of settlement and mortality test with larvae of *A. amphitrite* after 72h (settlement) and 24h (mortality) of contact ($M \pm ES$; $n=3$).

Risultati di insediamento e di mortalità con larve di *A. amphitrite* dopo 72 ore (insediamento) e dopo 24 ore (mortalità) di esposizione ($M \pm ES$; $n=3$).

Conclusions - The first screening pointed out different toxicity values. Compounds with LC50 values below 1000 µg/ml can be considered to have some bioactive potential and might provide leads for further screening (Bussmann *et al.*, 2011). Barnacle's tests highlight a new possible application of these compounds. Complying with the guidelines of the U.S. Navy Program that require an EC50 lower than 25 µg/ml for a compound to be considered a promising natural antifoulant, all the compounds evaluated in this study meet this requirement. Settlement inhibition levels of the tested extracts are similar to some of the most significant ones found in literature for natural products (Piazza *et al.*, 2011). Looking at TR, settlement inhibition of the extract of *Salvia x jamensis* “La Siesta” can be associated to a toxic mechanism, while the TR of the extract of *Salvia cacaliaefolia* showed a well performing antifoulant, acting through a non-toxic mechanism.

References

- BISIO A., FRATERNALE D., GIACOMINI M., GIACOMELLI E., PIVETTI S., RUSSO E., CAVIGLIOLI G., ROMUSSI G., RICCI D., DE TOMMASI N. (2010) - Phytotoxicity of *Salvia* spp. exudates. *Crop. Prot.*, **29**: 1434-1446.
- BUSSMANN R.W., MALCA G., GLENN D., SHARON D., NILSEN B., PARRIS B., DUBOSE D., RUIZ D., SALEDA J., MARTINEZ M., CARILLO L., WALKER K., TOWNESMITH A. (2011) - Toxicity of medicinal plants used in traditional medicine in Northern Peru. *J. Ethnopharmacol.*, **137**: 121-140.
- PIAZZA V., ROUSSIS V., GARAVENTA F., GRECO G., SMYRNIOTOPOULOS V., VAGIAS C., FAIMALI M. (2011) - Terpenes from the red alga *Sphaerococcus coronopifolius* inhibit the settlement of barnacles. *Mar. Biotechnol.*, **13**: 764-772.
- TOPÇU G. (2006) - Bioactive triterpenoids from *Salvia* species. *J. Nat. Prod.*, **69** (3): 482-487.

S. NESCI, V. VENTRELLA, F. TROMBETTI, A. PAGLIARANI

Dipartimento di Scienze Mediche Veterinarie (DIMEVET), Università di Bologna,
Via Tolara di Sopra, 50 - 40064 Ozzano Emilia (BO), Italia.
alessandra.pagliarani@unibo.it

CARATTERISTICHE DELLA ATP_{ASI} MITOCONDRIALE DI GHIANDOLA DIGESTIVA DI *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS*

MITOCHONDRIAL ATP_{ASE} FEATURES IN MYTILUS GALLOPROVINCIALIS DIGESTIVE GLAND

Abstract - Digestive gland mitochondria of *Mytilus galloprovincialis* (Mollusca, Bivalvia) contain 80% oligomycin-sensitive and 20% oligomycin insensitive Mg-ATPase activities. The oligomycin sensitive ATPase exhibits similar features to mammalian ATPase, namely alkaline pH optimum and a small c-ring, associated with low bioenergetic cost of ATP.

Key-words: digestive gland, mitochondria, Mg-ATPase, *Mytilus galloprovincialis*.

Introduzione - L'ATPasi mitocondriale o complesso V (EC 3.6.1.34) costituisce il fulcro bioenergetico cellulare. Questo complesso enzimatico converte il gradiente protonico trans membrana, prodotto dalla catena respiratoria, in sintesi di ATP. Le conoscenze su questa turbina enzimatica, costituita da un rotore a funzione catalitica, F₁, sporgente nella matrice mitocondriale, e da uno intramembrana F₀ che trasporta H⁺ derivano quasi esclusivamente da studi in mammiferi, lieviti e procarioti (Jonckheere *et al.*, 2012). Pressoché assenti in letteratura sono gli studi sull'ATPasi mitocondriale nei molluschi. Pertanto è sembrato interessante valutare le caratteristiche di tale complesso in *Mytilus galloprovincialis*, mollusco euriossico di grande importanza per la molluschicoltura nazionale. Sebbene il mitilo sopravviva in anaerobiosi per brevi periodi, il meccanismo aerobico di produzione dell'ATP è fondamentale per sviluppo, accrescimento e riproduzione e quindi per gli aspetti produttivi.

Materiali e metodi - Mitili adulti di taglia commerciale provenienti da impianti di acquacoltura sono stati acclimatati a 20 °C in acqua di mare artificiale per 24 ore, quindi dissezionati e utilizzati per il prelievo delle ghiandole digestive. Dal tessuto, previa omogeneizzazione sono state ottenute le preparazioni mitocondriali su cui sono state determinate per via colorimetrica (Fiske e Subbarow, 1925) le attività Mg-ATPasiche sensibili (OS-Mg ATPasi) e insensibili all'oligomicina (OI Mg-ATPasi) (Ventrella *et al.*, 2011). Le particelle submitocondriali a polarità invertita (IO-SMP) sono state preparate come descritto da Nesci *et al.* (2012). Sono stati utilizzati complessivamente 600 mitili, divisi in pool di 10-15 animali ciascuno. Tutti i dati ottenuti sono stati sottoposti ad analisi statistica ($P \leq 0,05$).

Risultati - Nei mitocondri di ghiandola digestiva l'attività Mg-ATPasica totale, espressa in $\mu\text{moli Pi idrolizzato} \times \text{mg proteina}^{-1} \times \text{ora}^{-1}$, è per l'80% circa sensibile all'inibitore specifico oligomicina (OS Mg-ATPasi), mentre il 20% risulta insensibile a concentrazioni di oligomicina fino a 10 $\mu\text{g/mL}$ nel sistema di reazione (OI Mg-ATPasi); il rapporto tra OS e OI Mg-ATPasi è costante nell'intervallo di oligomicina 0,1-10,0 $\mu\text{g/mL}$. Utilizzando DCCD 5 μM , altro inibitore del dominio F₀, permane la stessa proporzione, cioè circa il 20% dell'attività ATPasica totale risulta insensibile. Le condizioni ottimali di saggio dell'OS Mg-ATPasi sono Etanolamina 75 mM, pH 8,9 con HCl, Na₂ATP 5 mM, MgCl₂ 2 mM. Tali condizioni sono state utilizzate per tutte le determinazioni dell'OS Mg-ATPasi, ottenuta sottraendo all'ATPasi totale la quota

determinata in presenza di oligomicina 4 $\mu\text{g}/\text{mL}$ (OI Mg-ATPasi). Analisi cinetiche (Cortes *et al.*, 2001) hanno consentito la determinazione dei valori di IC_{50} e $i_{0,5}$ per l'oligomicina, pressoché coincidenti a 0,05 $\mu\text{g}/\text{mL}$. L'attivazione da Mg^{2+} segue la cinetica micheliana ($n_H=1,20\pm 0,03$), mentre quella da ATP ha andamento cooperativo ($n_H=1,74\pm 0,10$). Utilizzando DCCD, inibitore che si lega ai residui carbossilici di F_O , ionofori quali valinomicina, nigericina e dinitrofenolo, che modulano selettivamente i gradienti elettrico ($\Delta\phi$) e chimico (ΔpH) che compongono la forza protonmotrice, e valutando l'attività ATPasica in mitocondri e in IO-SMP in diverse condizioni sperimentali, è stato possibile dimostrare che nel mitilo $\Delta\phi$ costituisce la principale componente del gradiente elettrochimico correlato al flusso protonico. Queste caratteristiche fanno pensare che nel mitilo, come nei mammiferi, l'anello *c* che costituisce la parte centrale di F_O implicata nella traslocazione di H^+ sia costituito da poche subunità. Inoltre sembra che nel meccanismo di traslocazione di H^+ da un lato all'altro della membrana attraverso il canale protonico di F_O sia coinvolta la coordinazione di ioni idrossonio (H_3O^+).

Conclusioni - Le caratteristiche della Mg-ATPasi nella ghiandola digestiva di mitilo sembrano del tutto simili a quelle riportate nei mammiferi (Watt *et al.*, 2010; Nesci *et al.*, 2013). Un anello *c* piccolo, cioè con poche subunità, implica che l'ATP venga prodotto a basso costo, cioè traslocando pochi H^+ attraverso F_O . In genere il numero di subunità dell'anello *c* coincide approssimativamente con il numero di H^+ trasportati (Watt *et al.*, 2010). L'efficienza catalitica dell'ATPasi di mitilo può riflettere caratteristiche vantaggiose dal punto di vista filogenetico per questi molluschi. Si può pensare infatti che i mitili, vivendo in ambienti intertidali, sfruttino efficacemente i meccanismi aerobici in condizioni di disponibilità di ossigeno producendo ATP in modo conveniente dal punto di vista bioenergetico.

Bibliografia

- CORTES A., CASCANTE M., CARDENAS B.L., CORNISH-BOWDEN A. (2001) - Relationships between inhibition constants, inhibitor concentrations for 50% inhibition and types of inhibition: new ways of analyzing data. *Biochem. J.*, **357**: 263-268.
- FISKE C.G., SUBBAROW Y. (1925) - The colorimetric determination of phosphorus. *J. Biol. Chem.*, **66**: 375-400.
- JONCKHEERE A.I., SMEITINK J.A.M., RODENBURG R.J.T. (2012) - Mitochondrial ATP synthase: architecture, function and pathology. *J. Inherit. Metab. Dis.*, **35**: 211-225.
- NESCI S., VENTRELLA V., TROMBETTI F., PIRINI M., PAGLIARANI A. (2012) - Tri-*n*-butyltin binding to a low-affinity site decreases the F_OF_1 -ATPase sensitivity to oligomycin in mussel mitochondria. *Applied Organomet. Chem.*, **26**: 593-599.
- NESCI S., VENTRELLA V., TROMBETTI F., PIRINI M., PAGLIARANI A. (2013) - Mussel and mammalian ATP synthase share the same bioenergetic cost of ATP. *J. Bioenerg. Biomembr.*, doi: 10.1007/s10863-013-9504-1
- VENTRELLA V., NESCI S., TROMBETTI F., BANDIERA P., PIRINI M., BORGATTI A.R., PAGLIARANI A. (2011) - Tributyltin inhibits the oligomycin-sensitive Mg-ATPase activity in *Mytilus galloprovincialis* digestive gland mitochondria. *Comp. Biochem. Phys. C*, **153**: 75-81.
- WATT I.N., MONTGOMERY M.G., RUNSWICK M.J., LESLIE A.G., WALKER J.E. (2010) - Bioenergetic cost of making an adenosine triphosphate molecule in animal mitochondria. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **107**: 16823-16827.

E. PERINO¹, M.V. MARRA², F.D. LEDDA^{1,3}, R. PRONZATO¹

¹Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italy, erica.perino@unige.it

²Dip. di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Univ. di Messina, Salita Sperone, 31 - 98166 Messina, Italy.

³Dip. di Scienze della Natura e del Territorio (DIPNET), Univ. di Sassari, Via Muroni, 25 - 07100 Sassari, Italy.

SEASONAL TREND IN METABOLITE PRODUCTION OF *CRAMBE CRAMBE* (PORIFERA - DEMOSPONGIAE) IN LIGURIAN SEA

ANDAMENTO STAGIONALE DI PRODUZIONE DI METABOLITI DI *CRAMBE CRAMBE* (PORIFERA - DEMOSPONGIAE) IN MAR LIGURE

Abstract - *Crambe crambe* (Porifera - Poecilosclerida) is known to possess an array of highly bioactive metabolites strongly bioactive in general bioassays. In the Portofino Promontory (Paraggi, Ligurian Sea) was carried out an experiment of *C. crambe* extracts to screen the seasonal variation of bio activity. A high significant trend in metabolite production was detected.

Key-words: sponges, bioactive compounds, *Crambe crambe*, *Artemia salina*, W-Mediterranean Sea.

Introduction - Porifera are a rich source of marine natural products. Intensive evolutionary pressure (overgrowth, poisoning, infection or predation) armed sponges with an arsenal of potent chemical defence agents. Marine bioproducts have generated pharmaceutical and biotechnological interest because of their possible roles in human disease treatment. The common encrusting sponge *Crambe crambe* (Schmidt, 1862) is widely distributed in the Mediterranean Sea and this species is known to possess an array of highly active metabolites (Bondu *et al.*, 2012). *C. crambe* showed: antimicrobial, antifungal, antimitotic, antifouling, cytotoxic, antiviral, antitumoral activity (Uriz *et al.*, 1992; Becerro *et al.*, 1997; Martín & Uriz, 1993; Jares-Erijman *et al.*, 1991). The *Artemia salina* lethality assay have been used to test bioactivity of crude methanolic extracts of samples collected on a seasonal gradient. The aim of this study is to assess a seasonal trend in biological activity of *C. crambe*.

Materials and methods - Three specimens of *C. crambe* were collected by SCUBA at depths ranging from 4 m to 15 m from Spring 2011 to Winter 2012 every three months in Paraggi Bay (44°18'38.81"N 9°12'47.48"E, Ligurian Sea). After collection the samples were rinsed with filtered sea water and debris and epibionts were removed. The clean material was stored at -20 °C and then freeze-dried. The dry material was pulverized, extracted three times at room temperature with MeOH and solvent allowed to evaporate under vacuum. The seasonal trend of metabolite production was screened with *A. salina* lethality bioassay as described in Artoxkit by Microbiotest Inc (Artoxkit, 1990), LC50 was calculated using trimmed Spearman-Kärber analysis at 24 and 48 h. Each seasonal extract (three samples for each season) was tested in three replicates at concentrations of 100, 50, 10, 1 and 0,1 µg per ml. Percentage of mortality (% M) of *A. salina* nauplii was calculated as: % M = percentage of survival in the control - percentage of survival in the treatment. Differences among effect of the different concentration tested and among seasons were tested by analysis of variance (ANOVA).

Results - The LC50 values recorded at 24 h were 40.61 $\mu\text{g/ml}$ for Spring 2011, 34.94 $\mu\text{g/ml}$ for Summer 2011, 34.05 $\mu\text{g/ml}$ for Autumn 2011 and 16.03 $\mu\text{g/ml}$ for Winter 2012. The LC50 value recorded at 48 h were 9.85 $\mu\text{g/ml}$ for Spring 2011, 12.72 $\mu\text{g/ml}$ for Summer 2011, 8.01 $\mu\text{g/ml}$ for Autumn 2011 and 4.38 $\mu\text{g/ml}$ for Winter 2012. The % M at the concentrations tested are shown in Fig. 1. The variance analysis shown that in the middle concentrations (10 $\mu\text{g/ml}$) the seasonal trend is high significant (1, 100 $\mu\text{g/ml}$ $p < 0.05$; 50, 0.1 $\mu\text{g/ml}$ $p < 0.01$; 10 $\mu\text{g/ml}$ $p < 0.001$ at 24 h).

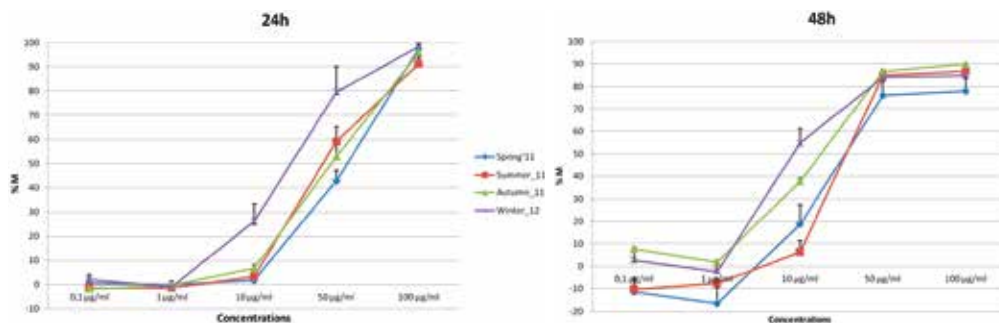


Fig. 1 - % M (%M = percentage of survival in the control - % of survival in the treatment) at the concentrations tested after 24 (left) and 48 hs (right) of exposure.

% M (%M = % sopravvissuti nel controllo - % sopravvissuti nel trattamento), alle concentrazioni testate, dopo 24 (sinistra) e 48 ore (destra) di trattamento.

Conclusions - We confirm a high cytotoxicity value for crude methanolic extracts of *C. crambe* and we observed significant difference of toxicity among different seasonal extracts. The extracts of the Winter samples LC50 value is twice time more toxic respect of other seasons with a value of 16.03 $\mu\text{g/ml}$ for 24 h and 4.38 $\mu\text{g/ml}$ for 48 h. This work give a contribution to understand variability of toxicity of *C. crambe*. The following step will be to assess the variation of bioactive metabolites quantity on a seasonal pattern.

References

- ARTOXKIT MANUAL (1990) - *Artemia Toxicity Screening Test for Estuarine and Marine Waters. Standard Operational Procedure*. Creasel, Deinze, Belgium: 28 pp.
- BECERRO M., TURON X., URIZ M. (1997) - Multiple Functions for Secondary Metabolites in Encrusting Marine Invertebrates. *J. Chem. Ecol.*, **23**: 1527-1547.
- BONDU S., GENTA-JOUVE G., LEIRS M., VALE C., GUIGONIS J.M., BOTANA L.M., THOMAS O.P. (2012) - Additional bioactive guanidine alkaloids from the Mediterranean sponge *Crambe crambe*. *RSC Advances*, **2**: 2828-2835.
- JARES-ERIJMAN E.A., SAKAI R., RINEHART K.L. (1991) - Crambescidins: new antiviral and cytotoxic compounds from the sponge *Crambe crambe*. *J. Org. Chem.*, **56** (19): 5712-5715.
- MARTÍN D., URIZ M.J. (1993) - Chemical bioactivity of Mediterranean benthic organisms against embryos and larvae of marine invertebrates. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **173**: 11-27.
- URIZ M.J., MARTIN D., ROSELL D. (1992) - Relationships of biological and taxonomic characteristics to chemically mediated bioactivity in Mediterranean littoral sponges. *Mar. Biol.*, **113**: 287-297.

F. SCARPA, P. COSSU, D. SANNA, T. LAI, G.L. DEDOLA, V. DELOGU,
M. CURINI-GALLETTI, M. CASU

Dip. di Scienze della Natura e del Territorio, Sez. di Zoologia, Archeozoologia e Genetica,
Università di Sassari, Via F. Muroli, 25 - 07100 Sassari, Italy.
fscarpa@uniss.it

PRELIMINARY STUDY FOR CALIBRATING MOLECULAR CLOCK IN MARINE PLATYHELMINTHES USING GEMINATE SPECIES

STUDIO PRELIMINARE SULLA CALIBRAZIONE DELL'OROLOGIO MOLECOLARE NEI PLATELMINTI MARINI MEDIANTE L'USO DI GEMINATE SPECIES

Abstract - *Geminate species are a powerful tool, allowing calibration of the molecular clock in marine organisms. Species pairs at both sides of the Isthmus of Panama have been widely used for this purpose. In this work we focused on geminate species of Panamanian Proseriata in order to provide a first estimate of the mutation rate per million years for the group.*

Key-words: *Proseriata, geminate species, molecular clock, molecular phylogeny, mutation rate.*

Introduction - The modern molecular phylogenetic approach for dating and solving evolutionary divergence between species is based on the molecular clock hypothesis (MCH) (Zuckermandl and Pauling, 1965), which hypothesises a relatively constant rate of molecular evolution. Unfortunately, opportunities for the calibration of the molecular clock are relatively rare, especially in the absence of fossil record. For this purpose, in marine organisms, the so-called geminate species (i.e., pairs of morphologically similar sister species that occur on opposite sides of a geographic barrier) represent a powerful tool. Indeed, several studies have demonstrated that geminate species pairs may allow a calibration point for molecular clock, and may be used in turn to estimate the divergence times of related species. One of the most studied cases of geminate species is given by taxa that live on the two sides of the Isthmus of Panama, because their divergence, due to the closure of the Isthmus, is relatively recent and well-dated. Geological evidences in fact, date the final emergence of the Isthmus at about 3.1-3.5 million years ago (Knowlton and Weigt, 1998). In this study, we aimed to individuate geminate species pairs belonging to the order Proseriata (Meixner, 1938) at both sides of the Isthmus of Panama in order to provide a first estimate of the mutation rates per million years, which should be used in the future to calculate the divergence time among other taxa of Proseriata and marine Platyhelminthes.

Materials and methods - The sampling campaign on both sides of the Isthmus of Panama (founded by the sponsorship with the Smithsonian Institution, U.S.A.) produced two populations morphologically referable to *Minona gemella* Ax and Sopott-Ehlers, 1985 (type locality: Bermuda). Notably, populations of Proseriata found in allopatry often have shown to be a complex of (cryptic) species on molecular basis (e.g. see Casu and Curini-Galletti, 2006). For this reason, the first step of our analysis was testing whether these two populations represent different species. Phylogenetic analysis were performed using Bayesian Inferences [software MrBayes 3.2.1 (Huelsenbeck and Ronquist, 2001)] on the sequences of complete 18S gene and partial 28S gene for a total of 46 species belonging to the family of Otoplanidae Hallez, 1892, Monocelididae Hofsten, 1907, and Archimonocelididae Meixner, 1938. Indeed, these molecular markers have shown to be appropriate for species delimitation in Proseriata (see Casu *et al.*, 2011 and references therein). To

calculate the mutation rate per million years the following formula was used: $r = K2P$ (Kimura 2-Parameters) * $(2T)^{-1}$ (time of divergence, multiplied by 2 to account for the age of each lineage) (Li and Graur, 1991).

Results and conclusions - Phylogenetic results suggest that the two transisthmian populations referable to *M. gemella* are different, morphologically undistinguishable species. Tree shows that they are also sister species, thus falling into the definition of geminate species. On this basis, the mutation rates per million years estimated between the *Minona* species pair amount to 0.1% for 18S and 0.36% for 28S. Molecular clock calibration for geminate species is a contentious issue (see Marko and Moran, 2009), and requires a carefully understanding and interpretation. To our knowledge, this is the first work aimed to the detection of a calibration point, not only for Proseriata but also for marine Platyhelminthes in general. The correct use of these mutation rates may thus offer a remarkable contribution for a better understanding of the evolutionary divergence within the taxon. Indeed, the next step of our research will focus on the application of these mutation rates throughout the whole dataset of Proseriata by means of the software Beast 1.7.4 (Drummond and Rambaut, 2007), which provides a phylogenetic tree in which for each node is shown the time of the most recent common ancestor (TMRCA) among the taxa included in that clade. Further analyses should be performed on a more substantial sample of species pairs separated by the emergence of the Isthmus of Panama (presently under study), and species separated by a different geographic barrier (with a well-known timing of the geological event), in order to corroborate our results, and test their applicability across marine Platyhelminthes.

References

- CASU M., COSSU P., SANNA D., LAI T., SCARPA F., CURINI-GALLETTI M. (2011) - A reappraisal of the monophyly of the genus *Pseudomonocelis* Meixner, 1943 (Platyhelminthes: Proseriata), with the description of a new species from the Mediterranean. *Zootaxa*, **3011**: 59-68.
- CASU M., CURINI-GALLETTI M. (2006) - Genetic evidence for the existence of cryptic species in the mesopsammic flatworm *Pseudomonocelis ophiocephala* (Rhabditophora: Proseriata). *Biol. J. Linn. Soc.*, **87**: 553-576.
- DRUMMOND A.J., RAMBAUT A. (2007) - BEAST: Bayesian evolutionary analysis by sampling trees. *BMC Evol. Biol.*, **7**: 214.
- HUELSENBECK J.P., RONQUIST F (2001) - MRBAYES: Bayesian inference of phylogeny. *Bioinformatics*, **17**: 754-755.
- KNOWLTON N., WEIGT L.A. (1998) - New dates and new rates for divergence across the Isthmus of Panama. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.*, **265**: 2257-2263.
- LI W.S., GRAUR D. (1991) - *Fundamentals of molecular evolution*. Sinauer, Sunderland: 284 pp.
- MARKO P.B., MORAN A.L. (2009) - Out of sight, out of mind: high cryptic diversity obscures the identities and histories of geminate species in the marine bivalve subgenus *Acar*. *J. Biogeogr.*, **36**: 1861-1880.
- ZUCKERKANDL E., PAULING L. (1965) - Evolutionary divergence and convergence in proteins. In: Bryson V., Vogel H.J. (eds), *Evolving Genes and Proteins*. Academic Press, New York: 97-166.

WORKSHOP

*“Fare rete per i Cetacei: dalla cultura della polarizzazione
alla cultura della rete”*

A. ARCANGELI^{1,2}, I. CAMPANA³, S. CARCASSI³, E. CASELLA⁴, F. CRACAS⁴,
F. FABIANO^{3,5}, D. OTTAVIANI³, M. MANCA ZEICHEN², A. ADDIS^{3,5}, R. CROSTI⁶

¹Dipartimento di Scienze, Università Roma Tre, Via Marconi, 446 - 00146 Roma, Italia.

²ISPRA, Dipartimento Difesa della Natura, Roma, Italia.
antonella.arcangeli@isprambiente.it

³Accademia del Leviatano, Roma, Italia.

⁴Università La Sapienza, Roma, Italia.

⁵Bottlenose Dolphin Research Institute (BDRI), Golfo Aranci (OT), Italia.

⁶DPNM, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma, Italia.

AVVISTAMENTI STAGIONALI DI *BALAENOPTERA PHYSALUS* NELLE BOCHE DI BONIFACIO (SANTUARIO PELAGOS)

SEASONAL SIGHTINGS OF *BALAENOPTERA PHYSALUS* IN THE BONIFACIO STRAIT (PELAGOS SANCTUARY)

Abstract - A cetacean systematic monitoring programme crossing the Bonifacio Strait started in June 2012. Surveys are conducted regularly 2/4 time a month yearly round using ferry as platform of observation. Fin whales (*Balaenoptera physalus*) were detected each month, with differences on sighting distribution across seasons. Preliminary results showed that encounter rate is higher in winter (0.203 sightings/km) compared to summer (0.039 sightings/km) with most of the sightings distributed inside the area of the Strait.

Key-words: fin whale, distribution, Bonifacio Strait, Pelagos Sanctuary, wintering ground.

Introduzione - L'area delle Bocche di Bonifacio è stata individuata come importante area ecologica, per la cui protezione è stato istituito il Parco marino Internazionale delle Bocche di Bonifacio. L'area è inclusa nel Santuario Internazionale Pelagos per la protezione dei cetacei e comprende parte del Parco Nazionale della Maddalena. Nel 2011, per mitigare l'effetto del traffico marittimo internazionale, è stata istituita nell'area una PSSA (IMO-Area Marittima Particolarmente Sensibile). Nonostante le basse profondità, alcune precedenti segnalazioni, incluso un monitoraggio lungo il transetto S. Teresa di Gallura-Bonifacio nelle estati 2011/2012, indicano la presenza nell'area di *Balaenoptera physalus*. Pertanto, da giugno 2012 è stato attivato un monitoraggio sistematico dell'area. I primi risultati sono riportati nel presente studio.

Materiali e metodi - Da 2 a 4 rilevamenti sistematici vengono condotti mensilmente lungo l'asse Est-Ovest che attraversa le Bocche di Bonifacio nel corso di tutto l'anno. In particolare, l'area analizzata nel presente studio è il tratto di mare fra Corsica e Sardegna e le aree immediatamente adiacenti, ad est e ad ovest dello stretto, rispettivamente in Tirreno centrale e Mar di Sardegna (Fig. 1). Le osservazioni sono condotte da avvistatori esperti dalle alette laterali del ponte di comando di traghetti di linea in condizioni omogenee di velocità e altezza del punto di osservazione. L'attività di rilevamento viene effettuata secondo un protocollo standard (Protocollo ISPRA, ISPRA, 2012) e solo in condizioni meteo favorevoli (Beaufort \leq 3); durante gli avvistamenti vengono registrati tutti i dati relativi alle specie, compresa distanza e angolo di avvistamento, ed i dati ambientali.

Risultati - Da giugno 2012 sono stati compiuti 42 rilevamenti di cui 24 in primavera/estate (giugno-settembre), 8 in autunno (ottobre-dicembre) e 10 in inverno (gennaio-marzo). Nell'area di studio sono stati percorsi un totale di 4.398 km in osservazione ed effettuati 49 avvistamenti di *B. physalus*. La balenottera è stata avvistata nell'arco di tutti i mesi di studio con differenze nella frequenza e distribuzione degli avvistamenti. Il tasso d'incontro (ER=avvistamenti*10 km⁻¹ on

effort) più elevato è stato registrato in inverno (0,232), seguito dall'autunno (0,109) e primavera/estate (0,063). La distribuzione degli avvistamenti nel corso delle stagioni (Fig. 1) evidenzia la presenza della specie in primavera/estate nell'area più occidentale, nel Mar di Sardegna, in corrispondenza di batimetriche >2000m. In inverno la distribuzione degli avvistamenti è invece prevalente nell'area interna alle Bocche di Bonifacio su batimetriche <200m. In autunno la distribuzione appare intermedia rispetto ai due precedenti estremi. È stato stimato un numero minimo di 13 animali presenti nell'area interna le Bocche di Bonifacio sulla base del numero massimo di animali registrati lungo un solo rilevamento (13/03/2013), così da escludere possibilità di riconteggio dello stesso animale.

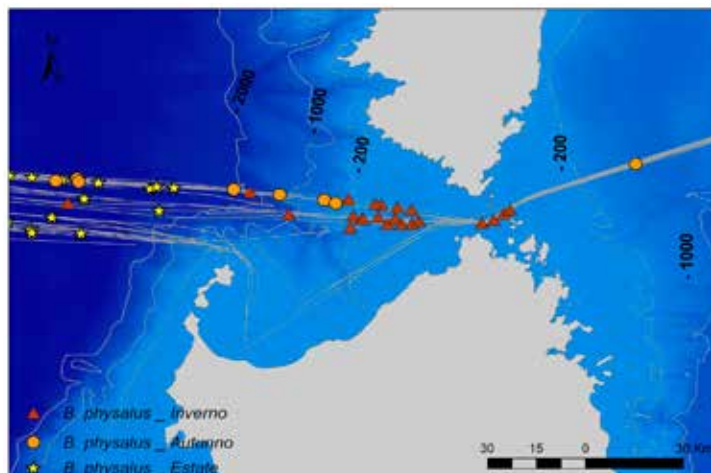


Fig. 1 - Area di studio; in grigio le track on effort con i punti di avvistamento; stelle gialle primavera/ estate, tondi arancione autunno, triangoli rossi inverno.

The study area; in grey the track on effort with the sighting points; yellow stars springsummer, orange circles autumn, red triangles winter.

Conclusioni - I primi risultati del presente studio mostrano l'importanza dell'area delle Bocche di Bonifacio per *Balaenoptera physalus*. Particolarmente importante l'indicazione della presenza della specie interna alle Bocche in inverno, dato che permette di ipotizzare un possibile utilizzo dell'area come *wintering ground*. La prosecuzione sistematica dello studio prevista per i prossimi anni, estesa anche ad aree limitrofe quali il Tirreno centrale ed i mari di Sardegna e delle Baleari, permetterà di ottenere ulteriori dati utili al fine di validare le indicazioni emerse dal presente studio. Se confermati, i risultati dello studio potrebbero avere importanti implicazioni per la conservazione e le necessarie relative misure di protezione della specie.

Ringraziamenti: Si ringrazia la cortese ospitalità della società e di tutti gli equipaggi di Cruise Roma e Cruise Barcellona di Grimaldi Lines. Gli autori ringraziano in modo particolare lo staff di osservatori in formazione dell'Università Roma Tre, Roma Uno e La Tuscia.

Bibliografia

ISPRA (2012) - *Fixed line transect using ferries as platform of observation monitoring protocol*. Allegato tecnico della convenzione quadro per lo svolgimento di attività di 'Fixed line transect using ferries as platform of observation for monitoring cetacean populations'.

A. ARCANGELI, A. CASTELLI¹, L. MARINI², A. MOULINS³,
B. PALIAGA⁴, P. TEPSICH³, M. TRINGALI⁵

ISPRA, Dipartimento Difesa della Natura, Via Brancati, 48 - 00144 Roma, Italia.
antonella.arcangeli@isprambiente.it

¹Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Pisa, Italia.

²Accademia del Leviatano, Roma, Italia.

³Fondazione CIMA, Savona, Italia.

⁴AMP Capo Carbonara, Villasimius (CA), Italia.

⁵Ketos, Catania, Italia.

UN PROGRAMMA COOPERATIVO DI STUDIO E MONITORAGGIO DEI CETACEI NEL MAR MEDITERRANEO: L'ESEMPIO DELLA RETE DI MONITORAGGIO DA TRANSETTI FISSI

A COOPERATIVE PROGRAMME FOR CETACEAN MONITORING OVER THE MEDITERRANEAN SEA: THE EXAMPLE OF THE FIXED TRANSECTS MONITORING NETWORK

Abstract - *A collaborative monitoring programme on cetacean has been established in central-western Mediterranean Sea. The network of scientific bodies monitor all cetacean species along ferries routes which cross the Mediterranean basin, following a standard protocol for data collection and data storing. Outputs of the programme are a baseline for long term - large scale data on cetacean distribution and relative abundance. The programme has the potential to be easily and sustainably shared over the entire Mediterranean basin.*

Key-words: *cetacean, monitoring, collaborative programme, Mediterranean Sea.*

Introduzione - I cetacei presenti nel Mediterraneo sono specie ad ampio areale, a distribuzione non omogenea, migratorie o spesso con marcate variazioni stagionali/annuali nella distribuzione. Diversi tipi di pressioni possono impattare le specie, con effetti immediati a livello di individuo così come di lungo termine nella distribuzione e/o abbondanza della popolazione. Il progetto ISPRA di monitoraggio cetacei su transetti fissi è stato attivato nel 2007 con la potenzialità di rispondere alle esigenze di studio e monitoraggio delle popolazioni di cetacei nel bacino Mediterraneo anche ai fini normativi (Arcangeli, 2010). A sette anni dall'inizio del progetto, il network comprende diversi enti di ricerca e collabora con tre compagnie di navigazione. La rete condivide un protocollo standard e copre in maniera rappresentativa il Mediterraneo Occidentale.

Materiali e metodi - Il protocollo comune prevede la realizzazione di un campionamento sistematico dei cetacei lungo rotte fisse (*sampling transects*), monitorate con frequenza settimanale o bimestrale. Come piattaforma di osservazione vengono utilizzate le alette laterali del ponte comando di traghetti con diverse caratteristiche di altezza del ponte e velocità. Da 2 a 4 osservatori esperti osservano l'area a 130° dalla prua della nave ad occhio nudo e con il binocolo. Oltre alla strumentazione della nave gli osservatori utilizzano binocoli graduati, stick graduato per il rilevamento della distanza (*measuring stick*), emigoniometro, GPS portatile e le schede per la registrazione dei dati di avvistamento e meteo. I dati degli avvistamenti sono registrati secondo il protocollo del *distance sampling* (una piattaforma). Le condizioni meteorologiche vengono registrate ad ogni variazione. I dati sul traffico marittimo (n° imbarcazioni per classi di grandezza) vengono registrate in occasione degli avvistamenti e in maniera random durante tutta la

traversata. Ogni rilevamento su singolo transetto è l'unità statistica di base. In caso di rilevamenti ravvicinati vengono effettuate analisi di correlazione per evitare il riconteggio dello stesso animale/gruppo di animali prima dell'inserimento del dato nel dataset. Per le analisi vengono considerate solo le osservazioni effettuate con meteo favorevole (Beaufort ≤ 3).

Risultati - Dal 2007 al 2012 i km regolarmente monitorati dalla rete sono aumentati da ca. 200 km a quasi 2.000 km. Ad oggi fanno parte del network 6 organizzazioni/enti italiani partner di una convenzione triennale con ISPRA, tre compagnie di traghetti (Corsica Sardinia Ferries, Grimaldi Lines, Tirrenia), 4 organizzazioni nazionali e internazionali, 6 università. Dei 1.893 km di rete distribuiti nel bacino del Mediterraneo (Fig. 1), 1.200 km vengono monitorati da inizio giugno a fine settembre e 680 km sono monitorati nel corso di tutto l'anno. Sono in corso di attivazione tratte nel Canale di Sardegna, Canale di Sicilia e Adriatico meridionale. Da giugno 2007 ad ottobre 2012 sono stati effettuati dalla rete di monitoraggio 122.000 km *on effort*, (3.240 ore di osservazione in buone condizioni meteo) e 3.300 avvistamenti di 9 specie di cetacei: 1.866 di *Stenella coeruleoalba*, 1.013 di *Balaenoptera physalus*, 202 di *Tursiops truncatus*, 113 di *Physeter macrocephalus*, 65 di *Ziphius cavirostris*, 47 di *Delphinus delphis*, 28 di *Grampus griseus*, 17 di *Globicephala melas* e 1 di *Steno bredanensis*.

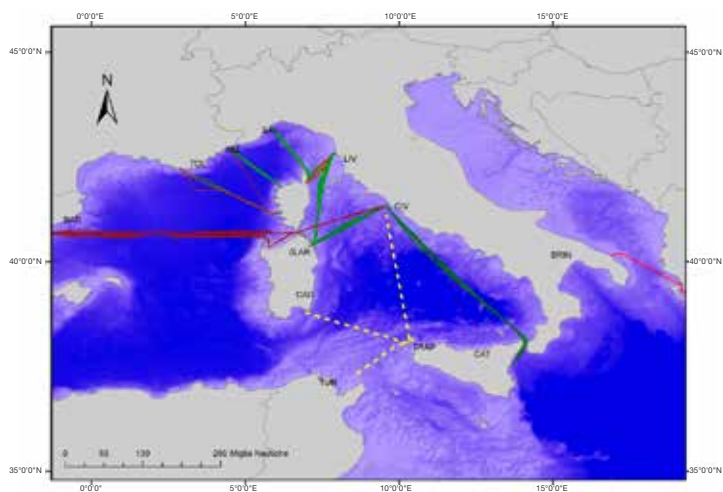


Fig. 1 - Network di monitoraggio al 2012. Verde=giugno-sett.; rosso=tratte annuali; linea tratteggiata=tratte da attivare nel 2013.

The network at 2012. Green=June-Sept.; red=yearly; dotted line=activated in 2013.

Conclusioni - La ripetibilità e l'estensione spaziale dei rilevamenti e la coerenza nell'applicazione della metodologia nello spazio e nel tempo permettono di ottenere informazioni di base fondamentali per specie con caratteristiche ecologiche come quelle dei cetacei. Il programma dà prova delle possibilità che derivano dalla collaborazione fra diversi enti e mostra ulteriore potenzialità di espansione all'intero bacino Mediterraneo.

Bibliografia

ARCANGELI A. (2010) - Rete ISPRA di monitoraggio dei cetacei da transetto fisso in Tirreno e Mar Ligure. *Biol. Mar. Mediterr.*, **17** (1): 400-401.

A. DI LORENZO, V. OLIVIERI, E. INTERNULLO, A. BORTOLOTTO, V. MANFRINI,
S. GUCCIONE, I. PISCIONE, W. DI NARDO, M. TRINGALI

Centro Studi Cetacei Onlus,
Via M. Mantini, 15 - 65125 Pescara, Italia.
alessio.dl@gmail.com

**GEOCETUS: SISTEMA INFORMATIVO GEOGRAFICO
PER LA GESTIONE DI UNA BANCA DATI *ONLINE*
DEGLI SPIAGGIAMENTI DI CETACEI LUNGO LE COSTE ITALIANE**

**GEOCETUS: *GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEM
FOR THE MANAGEMENT OF ONLINE DATABASE
ON CETACEAN STRANDING ALONG THE ITALIAN COASTLINE***

Abstract - *GeoCetus is a Geographical Information System (GIS) for the collection, management and analysis of data on cetacean strandings along the Italian coastline. The aim of the project is to provide the Centro Studi Cetacei Onlus - the first Italian National Stranding Network - and the scientific community with a tool for centralized management of immediate reports of strandings and data collected in the field.*

Key-words: *database, Web GIS, stranding, cetacean, open data.*

Introduzione - Il Centro Studi Cetacei Onlus (CSC), fondato nel 1985, rappresenta la prima rete italiana per gli spiaggiamenti di cetacei e tartarughe. Da allora opera su gran parte del territorio nazionale intervenendo sugli esemplari che, vivi o morti, si spiaggiano lungo le coste e/o rimangono intrappolati in attrezzi da pesca, e condividendo, con la comunità scientifica, i dati relativi agli spiaggiamenti (Borri *et al.*, 1997). Le caratteristiche intrinseche a questo tipo di attività e l'evoluzione dei canali di condivisione offerti dalla rete, hanno portato il CSC a investire nello sviluppo di uno strumento estremamente avanzato nella gestione di quanto raccolto sul campo: *GeoCetus*, un Sistema Informativo pensato per l'archiviazione degli eventi di spiaggiamento lungo le coste italiane relativi a tutte le specie di cetacei presenti nei nostri mari. L'infrastruttura software è completamente *open source* e comprende: un database, uno strato di logica lato *server* che espone i dati e un livello di presentazione pubblico - il *client Web GIS* - che ne permette l'esplorazione e la consultazione da parte dell'utente finale. I dati inseriti in *GeoCetus* sono liberi in quanto scaricabili e fruibili secondo i termini della licenza *Creative Commons*. L'idea nasce dalla convinzione che le informazioni raccolte rappresentino una risorsa importantissima per gli studi cetologici solo se condivise e accessibili.

Materiali e metodi - I dati raccolti sul campo e riportati sulla scheda del rilievo sono riversati in un *Relational DataBase Management System (RDBMS)* basato su *PostGIS*, l'estensione spaziale di *PostgreSQL*. Questo *database* permette di gestire i dati georeferenziati mettendo a disposizione un insieme di funzioni spaziali in linguaggio procedurale *plpgsql* (Liberatoscioli e Di Lorenzo, 2008). Per ogni spiaggiamento devono essere inserite le seguenti informazioni obbligatorie: 1. Latitudine e Longitudine (sistema di riferimento *WGS84*, gradi decimali), 2. Data del rilievo sul campo, 3. Provincia, 4. Regione, 5. Specie, 6. Lunghezza, 7. Sesso, 8. Segnalatore, 9. Rilevatore, 10. Struttura/Ente di appartenenza del rilevatore. Per ogni inserimento viene generato automaticamente un codice scheda combinando la data (in formato *yyyy/mm/dd*) del rilievo, la specie e un progressivo numerico utile nel caso di spiaggiamenti multipli. Queste informazioni sono inserite in coda al prefisso

“CSC”. Per rendere accessibili i dati è stato sviluppato uno strato di logica con il linguaggio di programmazione lato *server PHP*. Le funzioni scritte sono in grado di dialogare con il *software* di gestione del *database (RDBMS)*, interrogarlo ed estrarre i dati, che sono esposti dalle funzioni *PHP* come una struttura *GeoJSON*. *GeoJSON* è un formato aperto per la codifica di dati spaziali e permette la gestione della geometria (il punto costruito sulla base delle coordinate) e delle proprietà alfanumeriche. Lo strato di logica contiene inoltre funzioni dedicate all'esportazione dei dati - in formato *CSV (Comma Separated Values)* e *KML (Keyhole Markup Language)* - che vengono lanciate a richiesta dall'utente. I dati esportati sono utilizzabili secondo le specifiche della licenza *Creative Commons (CC BY-NC-SA 3.0 IT)*.

Risultati - Il *client web GIS* ha specifiche finalità di comunicazione e condivisione (Colangeli *et al.*, 2011; Di Lorenzo *et al.*, 2010; Liberatoscioli e Di Lorenzo, 2008) e costituisce lo strato di presentazione con il quale l'utente interagisce. È stato sviluppato interamente in *JavaScript* e *HTML* utilizzando le librerie *open source OpenLayers* e *jQuery*. Il *client* permette di filtrare i dati in base all'anno di interesse effettuando, così, un'interrogazione sul contenuto della banca dati in grado di restituire un *dataset* personalizzato pronto per essere esplorato ed esportato (Colangeli *et al.*, 2011; Di Lorenzo *et al.*, 2010). Il *client Web GIS* propone tre differenti viste dei dati che possono essere aperte o chiuse a discrezione dell'utente tramite gli appositi tasti della *toolbar*: 1. mappa - è la vista principale e permette di vedere la posizione degli spiaggiamenti lungo le coste; 2. griglia - riporta le informazioni alfanumeriche relative a ognuno dei punti presenti sulla mappa; 3. grafico - è un istogramma degli spiaggiamenti per regione o per specie nell'anno selezionato. Selezionando un punto sulla mappa, questo viene evidenziato sulla griglia e vengono esposti maggiori dettagli informativi con la possibilità di esplorare la zona di spiaggiamento con *Google Street View*.

Conclusioni - In un'ottica di condivisione dei dati per l'ampliamento delle conoscenze della fauna cetologica italiana e mediterranea, si evince con sempre maggiore chiarezza la necessità che Enti, Associazioni, Strutture e in generale realtà che operano nel campo, collaborino tra loro. In tale ottica il CSC mette a disposizione *GeoCetus* come strumento per creare una banca dati comune dei rilievi effettuati dai diversi soggetti. Il database appena descritto deve, pertanto, essere interpretato come uno strumento utile non solo ad ampliare le informazioni sui cetacei che vivono nei nostri mari ma anche come uno strumento per analizzare e studiare gli eventi di spiaggiamento e metterli in relazione all'area di rilievo.

Bibliografia

- BORRI M., CAGNOLARO L., PODESTÀ M., RENIERI T. (eds) (1997) - Il Centro Studi Cetacei: dieci anni di attività 1986 - 1995. *Natura*, **88** (1): 94 pp.
- COLANGELI P., IANNETTI S., CERELLA A., IPPOLITI C., DI LORENZO A., SANTUCCI U., SIMONETTI P., CALISTRI P., LELLI R. (2011) - The National Information System for the notification of animal diseases in Italy. *Veterinaria Italiana*, **47** (3): 303-312.
- DI LORENZO A., SAVINI L., CONTE A., IPPOLITI C., PELINI S., CALISTRI P. (2010) - *Diffusione e condivisione dell'informazione geografica attraverso la rete nell'era del web 2.0 con Arcgis Server*. Atti Convegno ESRI EMEA UC.
- LIBERATOSCIOLI E., DI LORENZO A. (2008) - La geomatica: un'occasione di innovazione per l'offerta turistica del Parco Nazionale della Majella. *MondoGIS*, **68**.

G. GNONE, M. BELLINGERI, M. CARNABUCI*, F. FOSSA

Acquario di Genova, Area Porto Antico, Ponte Spinola - 16128 Genova, Italia.
ggnone@acquariodigenova.it

*Dip. di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina, Messina, Italia.

I RISULTATI DEL PROGETTO TURSIOPS PELAGOS *THE RESULTS OF THE TURSIOPS PELAGOS PROJECT*

Abstract - We report the results of a collaboration project involving 14 research institutes operating within the Pelagos Sanctuary (NW Mediterranean Sea) since 1994 to 2011. The aggregated data were used to investigate the ecology, the abundance and the population structure of the bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821, Delphinidae) inhabiting the study area. Results support the hypothesis that the population is structured by the different ecological and physiographic traits of the area.

Key-words: cetology, ecology, population number, population structure.

Introduzione - Il presente lavoro riporta i risultati di uno sforzo di aggregazione dati finalizzato a studiare l'ecologia, l'abbondanza e la struttura di popolazione del tursiopo (*Tursiops truncatus*) nel Santuario Pelagos. I dati provengono da 14 istituzioni (Tab. 1), che hanno operato all'interno dei confini del Santuario tra il 1994 e il 2011 (Gnone e Bellingeri, 2010; Gnone *et al.*, 2011; Carnabuci *et al.*, submitted).

Tab. 1 - I partner del Progetto Tursiops Pelagos.

The partners of the Tursiops Pelagos project.

ENTE DI RICERCA	PERIODO	AREA
Delfini Metropolitan, Acquario di Genova, Genova, Italia	2001-2011	Levante ligure
Centro CE.T.U.S., Viareggio (LU), Italia	1997-2010	Versilia - Elba
Tethys Research Institute, Milano, Italia	1999-2007	Mar Ligure ovest
WWF Liguria, Genova, Italia	2005	Mar Ligure centro
NURC, Nato Undersea Research Centre, La Spezia, Italia	1999-2006	Mar Ligure
GECEM, Groupe d'Études des Cétacés en Méditerranée, Marseille, France	1996-2007	Corsica
DIBIO, Dipartimento di Biologia, Università di Genova, Genova, Italia	2005-2007	Mar Ligure, Elba
CRC, Centre de Recherche sur les Cétacés, Marineland, Antibes, France	1999-2007	Mar Ligure ovest
EcoOcéan Institut, Montpellier, France and collaborators (WWF-France, FNH, EPHE, SCS and Cybelle Planète)	1994-2007	Mar Ligure ovest
Ambiente Mare, Faenza (RA), Italia	2004-2007	Arcipelago Toscano
OEC, Office de l'Environnement de la Corse, Corte, France*	2009-2011	Bocche Bonifacio
Provincia di Livorno, Livorno, Italia*	2011	Arcipelago Toscano
ARPAT, Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Toscano, Firenze, Italia*	2010-2011	Arcipelago Toscano
Regione Sardegna, Cagliari, Italia*	2011	Bocche Bonifacio, Tavolara

*Dati raccolti all'interno del Progetto GIONHA da: DIBIO (per ARPAT), Cooperativa Pelagos (per Provincia di Livorno), AMP Tavolara - Punta Coda Cavallo (per Regione Sardegna).

Data collected within the GIONHA Project by: DIBIO (for ARPAT), Cooperativa Pelagos (for Provincia di Livorno), MPA Tavolara - Punta Coda Cavallo (for Regione Sardegna).

Materiali e metodi - Nel corso di ogni rilevamento sono stati raccolti i dati georiferiti (tracciato di sforzo, punti di avvistamento) e i dati fotografici per l'identificazione degli individui. È stato calcolato l'indice di incontro (avvistamenti/km) per fascia batimetrica e area geografica. I dati fotografici sono stati utilizzati per ricostruire i movimenti dei delfini, stimarne l'abbondanza tramite marcatura e ricattura fotografica (Chao *et al.*, 1992) e descrivere la struttura della popolazione tramite analisi Girvan-Newman (2002), selezionando gli individui foto-identificati in almeno 4 occasioni.

Risultati - Su un totale di 540 avvistamenti di tursiope, 520 (96%) ricadono entro i 200 metri di profondità e 495 (91%) entro i 100 metri. L'indice di incontro è significativamente maggiore nella porzione orientale del Santuario (Golfo di La Spezia e Arcipelago Toscano) e lungo la costa nord-occidentale della Corsica. È stata stimata una popolazione totale di 1023 individui (848-1234 95% CI) nell'intero Santuario Pelagos (2006). L'analisi Girvan-Newman, condotta su 271 individui avvistati in 414 occasioni, rivela una popolazione suddivisa in 2 grosse unità (A, B) più 3 unità di dimensioni decisamente inferiori (C, D, E) (Fig. 1). Ciascuna unità mostra una chiara localizzazione geografica a eccezione di E.

Conclusioni - Il tursiope mostra una netta predilezione per habitat di piattaforma, probabilmente in conseguenza dell'alimentazione su specie bentoniche e demersali (Orsi Relini *et al.*, 1994). L'area orientale del Santuario e la costa nord-occidentale della Corsica, pur avendo caratteristiche geo-morfologiche diverse, offrono entrambe condizioni favorevoli a (sotto)popolazioni residenti, i cui confini sembrano coincidere con i confini di habitat. Una specializzazione locale, soprattutto nelle tecniche di alimentazione, potrebbe avere prodotto isolamento tra unità contigue.

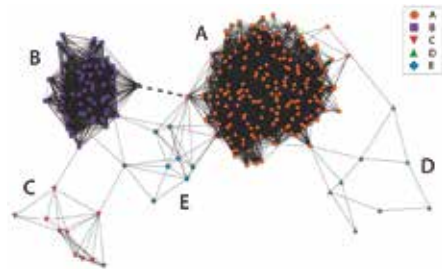


Fig. 1 - Analisi Girvan-Newman. A) Liguria orientale - Versilia; B) Corsica nord-occidentale; C) Bocche di Bonifacio; D) Arcipelago Toscano.

Girvan-Newman analysis. A) Eastern Liguria - Versilia; B) NW Corsica; C) Bocche di Bonifacio; D) Tuscan Archipelago.

Bibliografia

- CARNABUCI M., SCHIAVON G., BELLINGERI M., FOSSA F., GNONE G. (submitted) - Defining social structure of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pelagos Sanctuary (north-west Mediterranean sea). *Mar. Mammal Sci.*
- CHAO A., LEE S.M., JENG S.L. (1992) - Estimating population size for capture-recapture data when capture probabilities vary by time and individual animal. *Biometrics*, **48**: 201-216.
- GIRVAN M., NEWMAN M.E.J. (2002) - Community structure in social and biological networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **99**: 7821-7826.
- GNONE G., BELLINGERI M. (2010) - Esperienza di aggregazione di dati tramite l'utilizzo di GIS: il progetto Tursiops Pelagos. *Biol. Mar. Mediterr.*, **17** (1): 402-403.
- GNONE G., BELLINGERI M., DHERMAIN F., DUPRAZ F., NUTI S., BEDOCCHI D., MOULINS A., ROSSO M., ALESSI J., MCCREA R.S., AZZELLINO A., AIROLDI S., PORTUNATO N., LARAN S., DAVID L., DI MEGLIO N., BONELLI P., MONTESI G., TRUCCHI R., FOSSA F., WURTZ M. (2011) - Distribution, abundance and movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pelagos Sanctuary MPA (north-west Mediterranean Sea). *Aquat. Conserv.*, **21**: 372-388.
- ORSI RELINI L., CAPELLO M., POGGI R. (1994) - The stomach content of some bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Ligurian Sea. *European Research on Cetaceans*, **8**: 192-195.

C. LANFREDI, A. AZZELLINO, G. PAVAN¹, M. PODESTÀ²

Dip. di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA), Politecnico di Milano,
Piazza Leonardo da Vinci, 32 - 20133 Milano, Italia.
caterina.lanfredi@polimi.it

¹CIBRA Centro Interdisciplinare di Bioacustica e Ricerche Ambientali, Università di Pavia, Pavia, Italia.

²Museo di Storia Naturale di Milano, Milano, Italia.

VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI DELLE EMISSIONI ACUSTICHE
SOTTOMARINE DI ORIGINE ANTROPICA SUI CETACEI:
SVILUPPO DI MODELLI PREDITTIVI DI HABITAT
PER LA SPECIE *ZIPHYUS CAVIROSTRIS* (G. CUVIER, 1823)

*HABITAT MODELING OF CUVIER'S BEAKED WHALE:
DEVELOPMENT OF PREDICTIVE TOOLS FOR ASSESSING
AND MANAGING THE RISKS AND THE IMPACTS
DUE TO SOUND EMISSIONS*

Abstract - *The effects of anthropogenic sound on marine mammals have received considerable attention from scientists, regulators and industry. To manage the impact that acoustic energy may have on the marine mammals a quantification of the risks is needed. Since these species are so diffuse a critical step forward the developing of risk assessment tools is the understanding of their habitat requirements and preferences. On this perspective both static (depth; slope) and dynamic (chlorophyll-a; CTD data) environmental predictors were analysed by using a Logistic Regression Techniques to identify Cuvier's beaked whale key habitat characteristics in three different study areas of the western Mediterranean Sea.*

Key-words: *habitat modeling, risks assessment, noise, marine mammals.*

Introduzione - L'ambiente marino costituisce un ecosistema interessato da diverse attività umane molte delle quali producono emissioni acustiche. I sonar militari utilizzati per la sorveglianza e difesa dei mari, sono tra le sorgenti antropiche che maggiormente contribuiscono all'incremento del rumore in mare. È noto che queste fonti di rumore possano provocare gravi danni fisici temporanei o permanenti e letali in alcuni cetacei sensibili a tali emissioni (Frantzis, 1998; Parsons *et al.*, 2008; Simmonds e Lopez-Jurado, 1991). In ambito europeo la Direttiva comunitaria 2008/56/CE inserisce il "rumore sottomarino prodotto dall'uomo" all'interno della definizione di "inquinamento" (art. 3, punto 8) e lo elenca (Tabella 2 Allegato III) fra le pressioni da analizzare e monitorare ai fini della preparazione delle strategie di tutela. In questo contesto lo sviluppo di modelli predittivi di rischio per i mammiferi marini può costituire un efficace strumento di gestione del rischio ambientale delle emissioni acustiche di origine antropica in ambiente marino.

Materiali e metodi - Sono stati analizzati i dati del NATO Undersea Research Centre (oggi noto come CMRE), raccolti nell'ambito del progetto Marine Mammal Risk Mitigation durante 11 campagne di ricerca (SIRENA) svolte nel Mediterraneo occidentale (Mar Ligure, Mare di Alboran e Mar Tirreno) dal 2000 al 2011. Durante le crociere SIRENA sono stati raccolti i dati di presenza delle specie di mammiferi marini sia attraverso campionamenti visivi, utilizzando binocoli big eyes Fujinon, 25_150, MTSX, field of view 2.75, sia acustici, per mezzo di una cortina di idrofoni a banda larga sviluppati dal CIBRA. Contemporaneamente sono stati raccolti, per mezzo sonde CTD (Conductivity-Temperature-Depth), dati oceanografici in funzione della profondità, quali: temperatura (°C), conducibilità ($\mu\text{S cm}^{-1}$), ossigeno disciolto (ml l^{-1}), torbidità (FTU) salinità (PSU), densità (Kg m^{-3}) e velocità del suono (m s^{-1}).

Sono stati inoltre acquisiti i dati sulla topografia del fondale (GEBCO One minute Digital Atlas) e le concentrazioni settimanali di clorofilla-*a* ottenute da satellite SeaWiFS, NASA Ocean Biology Processing Group (OBPG). I parametri ambientali sono messi in relazione con la distribuzione di *Ziphius cavirostris* (G. Cuvier, 1823), attraverso l'utilizzo di modelli di regressione logistica stepwise.

Risultati - In questo studio vengono presentati tre esercizi modellistici sviluppati al fine di classificare le zone preferenziali di habitat per lo Zifio, *Ziphius cavirostris*. Nel primo esercizio sono stati utilizzati sia predittori statici (profondità del fondale e pendenza della scarpata) sia dinamici (concentrazione di clorofilla-*a*) per classificare la presenza/assenza della specie in Mar Ligure. I predittori statici hanno dimostrato una maggior accuratezza nella previsione di presenza della specie (87%) rispetto all'utilizzo dei predittori dinamici (73%). I risultati dei modelli di previsione sono stati utilizzati per costruire una mappa di previsione “*a priori*” di presenza della specie nel Mare di Alboran. L'accuratezza del modello è stata poi validata dai dati di presenza (acustici e visivi) raccolti nel Mare di Alboran durante la campagna di raccolta dati SIRENA 08. I risultati hanno mostrato una buona accuratezza del modello *a priori* nel classificare le zone di presenza della specie (Azzellino *et al.*, 2011). Il secondo esercizio modellistico è stato compiuto al fine di correlare la presenza/assenza dello Zifio con i parametri oceanografici. Sulla base dell'analisi di 400 stazioni CTD raccolte durante 11 anni di campagne SIRENA, sono state individuate le covariate utilizzate nel modello di previsione della specie. Anche questo secondo esercizio ha mostrato buone performance di classificazione di presenza della specie (70%). Infine, un terzo esercizio modellistico è stato sviluppato nel Tirreno nord occidentale mettendo a confronto un modello “*visual based*” (basato sugli avvistamenti) con un modello “*acoustic based*” (basato sulle detezioni acustiche). Sono stati ottenuti risultati significativi ($P < 0.05$); tuttavia i “*visual based*” hanno dimostrato una maggior accuratezza nella previsione di presenza della specie (89%) rispetto all’“*acoustic based*” (63%).

Conclusioni - Sia i predittori statici sia i predittori dinamici possono essere utilizzati per sviluppare modelli di previsione “*a priori*” sulla presenza delle specie sensibili alle emissioni acustiche in Mediterraneo. Lo sviluppo di modelli predittivi di rischio può costituire un efficace strumento di supporto alle decisioni nella gestione del rischio associato alle emissioni acustiche sottomarine.

Bibliografia

- AZZELLINO A., LANFREDI C., D'AMICO A., PAVAN G., PODESTÀ M., HAUN J. (2011) - Risk mapping for sensitive species to underwater anthropogenic sound emissions: model development and validation in two Mediterranean areas. *Mar. Pollut. Bull.*, **63**: 56-70.
- FRANTZIS A. (1998) - Does acoustic testing strand whales? *Nature*, **392**: 29.
- PARSONS E.C.M., DOLMAN S.J., WRIGHT A.J., ROSE N.A., BURNS W.C.G. (2008) - Navy sonar and cetaceans: just how much does the gun need to smoke before we act? *Mar. Pollut. Bull.*, **56**: 1248-1257.
- SIMMONDS M.P., LOPEZ-JURADO L.F. (1991) - Whales and the military. *Nature*, **351**: 448.

Questo studio è stato finanziato da Office of Naval Research (Grant N00014-10-1-0533).

G. PAVAN, E. BERNUZZI, B. COZZI¹, M. PODESTÀ²

Centro Interdisciplinare di Bioacustica e Ricerche Ambientali, Dip. di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia, Via Taramelli, 24 - 27100 Pavia, Italia.

gianni.pavan@unipv.it

¹Dip. di Biomedicina Comparata ed Alimentazione, Università di Padova, Viale dell'Università, 16 - 35020 Legnaro (PD), Italia.

²Museo Civico di Storia Naturale, Corso Venezia, 55 - 20121 Milano, Italia.

LA RETE NAZIONALE DI MONITORAGGIO DEGLI SPIAGGIAMENTI DI MAMMIFERI MARINI

THE NATIONAL NETWORK TO MONITOR MARINE MAMMALS STRANDINGS

Abstract - *The monitoring and scientific study of marine mammal strandings is a key activity for the management of the marine environment within the framework of the EU Marine Strategy Directive. The National Stranding Data Bank, created in 2005 by the University of Pavia and the Natural History Museum of Milan on behalf of the Italian Ministry of the Environment, collects and validates stranding data to be made available online to Governmental and Research Institutions as well as to the general public. The Data Bank, online at the address <http://mammiferimarini.unipv.it>, holds the data published by the Centro Studi Cetacei in years 1986 – 2006 and, since 2005, it is updated in real-time with data sent by the Italian Stranding Network.*

Key-words: *stranding, marine mammal, online database, Italy.*

Introduzione - L'ambiente marino costituisce un ecosistema interessato da diverse attività umane molte delle quali hanno un impatto sia diretto che indiretto sui mammiferi marini e sull'intera rete ecologica. L'approccio ecosistemico alla gestione dell'ambiente marino è tuttavia relativamente recente nel quadro normativo sia nazionale che europeo. La Direttiva comunitaria 2008/56/EC (Marine Strategy Framework Directive) costituisce un quadro d'azione per le politiche comunitarie e introduce, per la prima volta nel caso dell'ambiente marino, la necessità di un approccio ecosistemico nella definizione delle politiche di gestione e dell'uso sostenibile delle risorse. In questo quadro la creazione e il mantenimento di un efficace sistema di monitoraggio degli spiaggiamenti dei mammiferi marini sulle coste nazionali rappresenta un aspetto importante per lo studio delle cause di mortalità e per la gestione e tutela dell'ambiente marino.

Materiali e metodi - L'Italia è stata una delle prime nazioni del Mediterraneo a dotarsi di una rete di rilevamento degli spiaggiamenti, iniziata negli anni '70 ma formalizzata e resa operativa su base volontaria nel 1986 con la costituzione del Centro Studi Cetacei, gruppo di lavoro della Società Italiana di Scienze Naturali. Dopo il 2000 la rete si è progressivamente sfaldata e dal 2004 è risultata evidente una significativa diminuzione delle segnalazioni di spiaggiamenti e una riduzione delle aree monitorate. Negli stessi anni hanno iniziato a operare singoli ricercatori e organizzazioni locali senza alcun coordinamento nazionale, con il risultato di una grave frammentazione e dispersione di dati. Con la costituzione nel 2005 della Banca Dati Spiaggiamenti (BDS) per volere del Ministero dell'Ambiente si è ricostituita la raccolta centralizzata delle informazioni, e progressivamente si è riorganizzata la rete nazionale di monitoraggio degli spiaggiamenti. La BDS opera in stretto coordinamento con il Museo di Storia Naturale di Milano (MSNM), nonché con la Banca Tessuti (BTMM) ed il Cetacean strandings Emergency Response Team (CERT) dell'Università di Padova, anch'essi istituiti su mandato del Ministero dell'Ambiente. La riorganizzazione della rete è stata realizzata in coerenza e applicazione delle

prescrizioni derivanti anche dagli Accordi internazionali di settore (Pelagos, ACCOBAMS, IWC) per fornire utili strumenti di conoscenza e di indagine sia ai Ministeri interessati (Ambiente e Salute), sia alla comunità scientifica degli studiosi di biologia marina e dei cetacei in particolare. Attraverso convenzioni siglate con il Ministero dell'Ambiente si è rafforzata la sinergia fra i vari Enti che sul territorio nazionale intervengono e raccolgono dati sugli animali rinvenuti spiaggiati o morti in mare. In questo quadro si sono sviluppate le competenti sinergie con il Ministero della Salute, che gestisce la rete degli Istituti Zooprofilattici (IZS) e delle ASL, al fine anche di garantire la formazione di personale qualificato. La segnalazione di animali spiaggiati da parte dei cittadini deve essere indirizzata alle Capitanerie di Porto di zona, oppure al numero blu 1530, che successivamente attivano la catena operativa creata da Ministero dell'Ambiente e Ministero della Salute per il recupero e lo studio degli animali spiaggiati attraverso strutture locali (principalmente IZS, ASL, ARPA) e nazionali (BDS, BTMM, CERT, Università). Per affrontare situazioni di emergenza (esemplari maggiori di 1 t, esemplari vivi e spiaggiamenti di massa), il CERT è in grado di agire tempestivamente sul territorio nazionale. L'impianto normativo della Rete Nazionale Spiaggiamenti è in via di ultimazione con specifici accordi tra il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e il Ministero della Salute.

Risultati - La BDS contiene ora oltre 4000 segnalazioni di spiaggiamenti (4088 eventi per un totale di 4198 esemplari, registrati dal 1986 al 2012) relativi a 14 specie. Nei primi 3 mesi del 2013 la BDS ha registrato oltre 120 spiaggiamenti segnalando fin da gennaio un anomalo incremento degli spiaggiamenti di stenella (*Stenella coeruleoalba*), circa 8 volte superiore alla media degli ultimi 20 anni, evidenziando quindi l'importanza della centralizzazione e redistribuzione delle informazioni in tempo reale. Le informazioni generali sono visualizzabili con una semplice procedura di ricerca e selezione a disposizione di tutti gli utenti; gli utenti registrati possono accedere a tutte le informazioni archiviate, comprese fotografie e documenti di ciascun evento, e produrre mappe e report online.

Conclusioni - La ricostituzione della rete nazionale di monitoraggio e di intervento sugli spiaggiamenti di mammiferi marini rappresenta un passo importante per lo studio e la gestione dell'ambiente marino nel quadro della Direttiva comunitaria sulla Marine Strategy. L'accordo fra i Ministeri dell'Ambiente e della Salute ha consentito la formalizzazione di un protocollo di intervento a livello nazionale e la Banca Dati Online consente una tempestiva raccolta e distribuzione delle informazioni sia agli Enti interessati che al pubblico e agli organi di informazione.

Sito web BDS: <http://mammiferimarini.unipv.it>

e-mail: spiaggiamenti@unipv.it - fax: +39 0382 049321

Sito web BTMM: <http://www.mammiferimarini.sperivet.unipd.it>

G. SANTANGELO, G. GNONE¹, S. PANIGADA², A. ROSSI, M. BELLINGERI¹,
S. NUTI³, G. LAURIANO⁴, P. MANFREDI⁵

Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Via Volta, 6 - 56126 Pisa, Italia.

gsantangelo@biologia.unipi.it

¹Acquario di Genova, Genova, Italia.

²Istituto Tethys, Milano, Italia.

³Centro CE.TU.S./O.T.C., Viareggio, Italia.

⁴ISPRA, Roma, Italia.

⁵Dipartimento di Economia, Università di Pisa, Pisa, Italia.

CONSERVAZIONE DEI CETACEI MEDITERRANEI: UN APPROCCIO DEMOGRAFICO E COOPERATIVO

CONSERVATION OF MEDITERRANEAN CETACEANS: A DEMOGRAPHIC, COOPERATIVE APPROACH

Abstract - Demographic tools (life-tables, transition matrices, population growth rates) can fruitfully be applied to the population dynamics of Mediterranean cetaceans. Two examples are here reported: 1) a mortality table of fin whale based on the Mediterranean stranding dataset; 2) life tables and transition matrices based on the photo-identification dataset of bottlenose dolphin in the Eastern Ligurian Sea.

Key-words: demography, cetaceans, population structure, life-tables, mortality.

Introduzione - La tutela delle specie a lungo ciclo vitale e basso tasso riproduttivo costituisce un difficile compito per i biologi della conservazione. La demografia può fornire strumenti utilissimi alla tutela di queste specie (Caswell, 2001). Per i cetacei, la scarsità di dati sulla struttura delle popolazioni rende difficile la stima dei parametri vitali e di conseguenza la costruzione di tavole demografiche (Fujiwara e Caswell, 2001; Stolen e Barlow, 2003). La limitata disponibilità di dati relativi alle otto specie di cetacei regolarmente presenti in Mediterraneo rende problematico il loro studio demografico; tuttavia l'analisi degli archivi degli avvistamenti con foto-identificazione degli individui e degli spiaggiamenti può fornire utili informazioni e suggerire i parametri su cui focalizzare i campionamenti. Lo scopo che ci siamo proposti, in collaborazione con centri di ricerca italiani e stranieri, è analizzare la struttura demografica delle popolazioni mediterranee. I nostri sforzi sono per ora concentrati sulle due specie di cui è disponibile il maggior numero di dati: la balenottera comune (*Balaenoptera physalus* L., 1758) e il tursiope (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821). Le nostre ricerche prevedono l'analisi dei dati di foto-identificazione e di spiaggiamenti di tutto il Mediterraneo degli ultimi 20 anni.

Materiali e metodi - I dati relativi agli esemplari foto-identificati di balenottera comune provengono dall'archivio dell'Istituto Tethys (1990-2007). I dati degli spiaggiamenti della balenottera e del tursiope provengono dal CIBRA (It.), da MEDACES (Sp.) e dall'RNE (Fr.). I dati di foto-identificazione del tursiope per ora esaminati sono esclusivamente quelli dell'archivio dell'Acquario di Genova (2006-2011); quelli del Centro CE.TU.S./O.T.C. di Viareggio, dell'archivio dell'ISPRA (Sardegna N.O.) e delle coste francesi del Mediterraneo (écoOcéan Institut) sono attualmente in corso di elaborazione. A questi dati se ne potranno aggiungere altri grazie a nuove collaborazioni in corso di definizione. Gli strumenti che utilizziamo sono le tavole di mortalità costruite sugli spiaggiamenti e le tavole demografiche costruite sulla base degli individui foto-identificati suddivisi in stadi vitali per fasce di età (balenottera: *calf*, immaturi, maturi, *sensu* Arrigoni *et al.*, 2011; tursiope: *newborn*, *calf*, giovani e adulti, *sensu* Urian e Wells, 1996). Da questi dati sono desunte le sopravvivenze e i

tassi di riproduzione e costruite le matrici algebriche di Leslie-Lewis, che permettono di simulare l'andamento delle popolazioni nel tempo.

Risultati - I risultati fino ad ora ottenuti dagli spiaggiamenti di *B. physalus* (normalizzati per la durata di ciascuno stadio vitale) indicano che il primo stadio vitale (*calf*) presenta un rischio di morte particolarmente elevato (77% per anno) e un'aspettativa di vita di circa 6 anni, che arriva ad 8,2 anni dopo l'ingresso nello stadio di immaturi e diviene di 16,6 anni all'inizio dello stadio adulto. Il tasso intrinseco di accrescimento della popolazione risulta negativo ($r=-0,013$). Un'analisi demografica preliminare è stata condotta sui dati di foto-identificazione del tursiopo raccolti dall'Acquario di Genova nel periodo 2006-2011. Dividendo il periodo di studio in due sotto-periodi (2006-2008; 2009-2011), è stato possibile costruire due distinte tavole demografiche. La struttura della sotto-popolazione ligure presenta, anche in questo caso, un andamento *monotono* decrescente; i *newborn* sono soggetti ad un'elevata mortalità (89%), che mostra una certa riduzione (80%) nel secondo periodo. Il tasso geometrico di accrescimento tra il periodo 2006-2008 e il periodo 2009-2011 è maggiore di 1 (1,11), ed anche la proiezione di questi dati nel triennio successivo, realizzata tramite la matrice di transizione, fornisce valori leggermente maggiori di 1 (1,02); entrambi suggeriscono quindi un aumento della popolazione nel tempo. Questo aumento sembrerebbe confermato dall'andamento dei valori dell'abbondanza della sotto-popolazione calcolati con i metodi di marcatura-ricattura. Poiché questi dati non sono stati ancora integrati con quelli dell'archivio del Centro CE.TU.S. non siamo attualmente in grado di valutare se un eventuale apporto di individui dalla sotto-popolazione della Toscana settentrionale abbia portato all'aumento riscontrato tra i due periodi. L'analisi comparativa delle fotografie dei singoli individui presenti nei 2 archivi permetterà di chiarire quest'aspetto.

Conclusioni - L'approccio demografico allo studio dei cetacei mediterranei è indispensabile per comprendere le tendenze future delle attuali popolazioni (o sotto-popolazioni). Perché queste ricerche possano svilupparsi è indispensabile che la raccolta dei dati relativi agli avvistamenti con foto-identificazione ed agli spiaggiamenti includa alcuni descrittori fondamentali quali taglia o stadio vitale e sesso. Un campionamento adeguato permetterebbe la costruzione di curve di crescita delle due specie in Mediterraneo. Una stretta collaborazione tra i diversi enti che raccolgono dati sulle popolazioni di cetacei in Mediterraneo è indispensabile per lo sviluppo di ricerche a carattere demografico che permettano di stimare le probabilità di sopravvivenza delle popolazioni nel tempo.

Bibliografia

- ARRIGONI M., MANFREDI P., PANIGADA S., BRAMANTI L., SANTANGELO G. (2011) - Life-history tables of the Mediterranean fin whale from stranding data. *Mar. Ecol.*, **32**: 1-9.
- CASWELL H. (2001) - *Matrix population models*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- FUJIWARA M., CASWELL H. (2001) - Demography of the endangered North Atlantic right whale. *Nature*, **414**: 537-541.
- STOLEN M.K., BARLOW J. (2003) - A model life table for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Indian River lagoon system, Florida USA. *Mar. Mammal Sci.*, **19**: 630-649.
- URIAN K.W., WELLS R.S. (eds) (1996) - *Bottlenose dolphin photoidentification workshop*. March 21-22, 1996. Charleston, South Carolina. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-393: 91 pp.