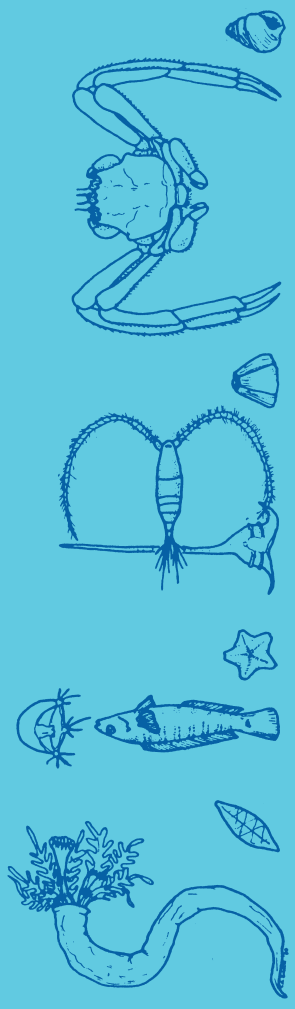
Società Italiana di Biologia Marina



BIOLOGIA MARINA MEDITERRANEA

Vol. 26 - fasc. 1 - 2019

ATTI L Congresso SIBM

LIVORNO

10-14 Giugno 2019

erredi
GRAFICHE EDITORIALI

Biologia Marina Mediterranea
(Biol. Mar. Mediterr. / ISSN 1123-4245)

Direttore Responsabile/*Editor in chief*
Giulio Relini, Univ. di Genova – e-mail: biolmar@unige.it

Editori Associati/*Associate Editors*
OCCHIPINTI A., Univ. di Pavia - e-mail: anna.occhipinti@unipv.it
PRONZATO R., Univ. di Genova - e-mail: pronzato@dipteris.unige.it
TERLIZZI A., Univ. di Trieste - e-mail: aterlizzi@units.it

Comitato di Redazione/*Editorial Advisory Board*

BELLAN Gérard, (Marseille, France)
BELLAN SANTINI Denise (Marseille, France)
BELLUSCIO Andrea (Roma, Italy)
BERTRAND Jacques (Nantes, France)
BORTONE Stephen (Tampa, USA)
DAVENPORT John (Cork, Ireland)
GAMBI Maria Cristina (Napoli, Italy)
HALLEGRAEFF Gustaaf M. (Hobart, Australia)
HAWKINS Stephen J. (Bangor, U.K.)
JENSEN Antony (Southampton, U.K.)
KALLIANIOTIS Argyris (Kavala, Greece)
NEVES dos SANTOS Miguel (Olhão, Portugal)
PAPACONSTANTINOU Costas (Athens, Greece)
PENNA Antonella (Urbino, Italy)
RYLAND John (Swansea, U.K.)
SARTOR Paolo (Livorno, Italy)
SCHEMBRI Patrick (Msida, Malta)
SEAMAN William (Gainesville, USA)
SERENA Fabrizio (Livorno, Italy)
SFRISO Adriano (Venezia, Italy)
SPEDICATO Maria Teresa (Bari, Italy)

Segreteria di Redazione/*Editorial Assistants*
E. Massaro, S. Queirolo, R. Simoni

Redazione/*Editorial Office*
S.I.B.M. c/o DISTAV, University of Genova, Viale Benedetto XV, 3 – 16132 Genoa, Italy
Tel. e fax 0039 010 357888
e-mail: sibmzool@unige.it

Stampatore/*Publisher*
Erredi Grafiche Editoriali S.n.c., Via Trensasco, 11 – 16138 Genova

Biologia Marina Mediterranea è la rivista ufficiale della Società Italiana di Biologia Marina e viene repertoriata da ASFA e da Zoological Record.
Biologia Marina Mediterranea *is a journal of Italian Society for Marine Biology and is currently indexed and abstracted by ASFA and Zoological Record.*

Biologia Marina Mediterranea è una rivista che tratta ogni aspetto della biologia marina. Al momento pubblica solo gli atti di congressi e simposi organizzati dalla SIBM o sintesi su argomenti specifici. Come supplementi della rivista sono pubblicati anche manuali e guide. Tutti i lavori sono sottoposti a qualificati referee nazionali ed internazionali.
Biologia Marina Mediterranea *is an international journal dealing with all aspects of marine biology. At present only proceedings of workshops and congresses organized by SIBM or synthesis on special subjects are published. Guides and manuals are printed as supplements of the Journal. All papers are rigorously peer reviewed by national and international experts.*

Periodico edito dalla S.I.B.M., Genova – Autorizzazione Tribunale di Genova n. 34/94 del 13 dicembre 1994

ATTI

DEL

L

CONGRESSO

DELLA

SOCIETÀ ITALIANA DI BIOLOGIA MARINA

LIVORNO

10 - 14 GIUGNO 2019

COMITATO ORGANIZZATORE

DE RANIERI Stefano (Presidente)
BENEDETTI-CECCHI Lisandro
BULLERI Fabio
CASTELLI Alberto
LARDICCI Claudio
MALTAGLIATI Ferruccio
PRETTI Carlo
SARTOR Paolo
SILVESTRI Roberto

SEGRETERIA ORGANIZZATIVA

Sartini Marina, Sbrana Mario, Demontis Barbara, Mario Sofia
CIBM
Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno
Tel. 0586 807287
e-mail: 50sibm@cibm.it

SEGRETERIA SCIENTIFICA

Segreteria Tecnica SIBM
c/o DISTAV, Università di Genova
Viale Benedetto XV, 3
16132 GENOVA
Tel. e fax 010 357888
e-mail: sibmzool@unige.it

Le opinioni espresse negli articoli non necessariamente rappresentano quelle ufficiali della S.I.B.M.

LISTA DEGLI ISCRITTI

AFFUSO Mario
ALABISO Giorgio
ALPA Riccardo
ANGELETTI Dario
APPOLLONI Luca
ARCANGELI Antonella
ARDIZZONE Giandomenico
ARMENIO Martina
ASNICAR Davide
AURIEMMA Rocco
AZZOLA Annalisa
BACCI Tiziano
BARONCELLI Oriana
BAVESTRELLO Giorgio
BELLINGERI Michela
BELLUSCIO Andrea
BENEDETTI-CECCHI Lisandro
BERNARDESCHI Margherita
BERNARDI Marco
BERNAT Paolo
BERTASI Fabio
BERTOLINO Marco
BETTI Federico
BIANCHI Carlo Nike
BISANTI Luca
BOLINESI Francesco
BONOMETTO Andrea
BONTÀ PITTALUGA Gianluca
BOTTINI Barbara
BULLERI Fabio
BUONOCORE Elvira
BUOSI Alessandro
BUTTINO Isabella
BUZZI Francesco
CABRINI Marina
CALCINAI Barbara
CANESSA Martina
CANGINI Monica
CARELLA Francesca
CONTINI Ginevra
CARBONARA Pierluigi
CARLUCCIO Angela
CARONNI Sarah
CAROPPO Carmela
CAROSSO Lara
CARRADA Gian Carlo
CARUSO Gabriella
CASOLI Edoardo
CASTELLI Alberto
CASU Marco
CAU Angelo
CECCHI Enrico
CECERE Ester
CHEMELLO Renato
CHIANTORE Mariachiara
COGNETTI Giuseppe
COGNETTI VARRIALE Anna Maria
CORRADI Diana
COSSU Piero
COSTA Gabriele
CUCCARO Alessia
D'ADAMO Raffaele
D'ALELIO Domenico
DALLA TORRE Riccarda
DAL ZOTTO Matteo
DANOVARO Roberto
DE BIASI Anna Maria
DE CARLO Francesco
DE DOMENICO Emilio
DELL'IRA Susanna
DEL PASQUA Michela
DE MARCHI Lucia
DEMONTIS Barbara
DE POLI Emma
DE RANIERI Stefano
DE SANTIS Valentina
DI NOI Agata
DI STEFANO Daniele
DI STEFANO Floriana
D'ONGHIA Gianfranco
DONNARUMMA Luigia
ENRICHETTI Francesco

ESCALERA Laura
FABBRIZZI Erika
FABBROCINI Adele
FABI Gianna
FAVILLI Costanza
FERRANTI Maria Paola
FERRARIO Jasmine
FERRIGNO Federica
FIORENTINO Fabio
FLORIS Rosanna
FOLLESA Maria Cristina
FOSSATI Claudio
FRANCESCONI Barbara
FRANZESE Pier Paolo
FRANZOI Piero
FUMAGALLI Elena
FURFARO Giulia
GAGLIOTI Martina
GAMBI Maria Cristina
GANCITANO Vita
GAZZOLA Federica
GENNARO Paola
GIANGRANDE Adriana
GIOVANNELLI Francesco
GNONE Guido
GRATTAROLA Carla
GRAVINA Maria Flavia
GRECH Daniele
GUALA Ivan
GUGLIELMI Marco Vito
IARIA Carmelo
INFANTINI Vanessa
JUHMANI Abdul-Salam
KOZINKOVA Ludmila
LANGENECK Joachim
LANTERI Luca
LA PORTA Barbara
LARDICCI Claudio
LAZZARINI Raoul
LEMBO Giuseppe
LIPPI Silvia
LO BRUTTO Sabrina
MAIORANO Porzia
MALTAGLIATI Ferruccio
MANDICH Alberta
MANGONI Olga
MANNINO Anna Maria
MANZINI Chiara
MARIO Sofia
MARSILI Letizia
MASSARO Andrea
MASTROTOTARO Francesco
MAZZOLA Antonio
MENICAGLI Virginia
MIELE Chiara
MINGOZZI Matteo
MISTRI Michele
MOJETTA Angelo
MOLINARI Andrea
MONTEFALCONE Monica
MONTESANTO Federica
MORRI Carla
MORRONI Lorenzo
MUNARI Cristina
MURA Laura
MUSSAT SARTOR Rocco
MUSSI Barbara
MUSUMECI Claudia
NICOLETTI Luisa
NICOLOSI Paola
NURRA Nicola
NUTI Silvio
OCCHIPINTI Anna
OLIVA Matteo
OPRANDI Alice
ORSI Lidia
PACCIARDI Lorenzo
PALUMBO Mara
PANARELLO Giuseppe
PANETTA Pietro
PANSINI Maurizio
PAOLI Chiara
PASTORELLI Anna Maria
PAUTASSO Alessandra
PENNA Antonella
PENNA Marina
PERRICONE Valentina
PERTUSATI Marco

PESSANI Daniela
PIAZZA Giulia
PIAZZI Luigi
PITACCO Valentina
PRETTI Carlo
PREVEDELLI Daniela
PROCACCINI Gabriele
PROVERA Isabella
RAIMONDI Giovanni
REBOA Anna
REDOLFI BRISTOL Simone
PERRICONE Valentina
RELINI Giulio
RENDINA Francesco
RENÒ Vito
RIGHI Sara
RIZZO Aldo
ROLDÁN BORASSI Maria Inés
ROMANELLI Michele
ROSSETTI Ilaria
ROSSI Sergio
RUSSO Giovanni Fulvio
SAGGIOMO Maria
SALVIOLI Francesca
SANDULLI Roberto
SANNA Gabriele
SANTACESARIA Francesca Cornelia
SARTINI Marina
SARTOR Paolo
SAVINELLI Beatrice
SBRANA Mario
SCARDI Michele
SCARPA Fabio
SCUDERI Alessia
SERENA Fabrizio
SERINO Emanuela
SFRISO Adriano
SFRISO Andrea Augusto
SIDDIOLO Chiara
SILVESTRI Roberto
SIMEONE Maurizio
SIMONINI Roberto
SPANÒ Nunzia Carla
SPEDICATO Maria Teresa
STABILI Loredana
TAMBURINI Marco
TARDELLI Federica
TEMPESTI Jonathan
TENERELLI Rossana
TERLIZZI Antonio
TIRALONGO Francesco
TODARO Antonio
TOMIO Yari
TORRE Andrea
TOTTI Cecilia Maria
TURSI Angelo
UGOLINI Alberto
UNGARO Nicola
VACCHI Marino
VALLISNERI Maria
VANNUCCI Andrea
VENTRELLA Sergio
VENTURA Daniele
VENTURINI Sara
VIGHI Morgana
VIOLI Biagio
VITALE Sergio
VIVA Claudio
VIVALDI Carlotta
VOLIANI Alessandro
ZIMMITTI Martina

I 50 anni della SIBM (1969-2019)

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 3-6

M.F. Gravina

Dipartimento di Biologia, Università di Roma "Tor Vergata",
Via della Ricerca Scientifica, 1 - 00133 Roma, Italia.
maria.flavia.gravina@uniroma2.it

LA MARINA COMMEDIA

Ode in quartine di endecasillabi con rima alternata composta per celebrare il cinquantesimo anniversario della fondazione della Società Italiana di Biologia Marina

Vorrei cantar dei multiformi aspetti
dell'Italica Marina Società[1]
che cinquanta di anni ne ha sorretti,
ma ben dimostra tutta questa età!

Del Mar Mediterraneo e i suoi abitanti
vivo interesse, studio, cura, amore
son le social finalità e gli intenti
che hanno ispirato il Gruppo Fondatore[2].

Cantar sì nobil storia è ardua impresa
ed io non son poeta, ma il cor detta
ciò che la passion del mare appresa
di questa Società mi ha fatto fetta[3]!

Dei grandi temi della Biologia del Mare
anno per anno tutti li rassegna[4]
e lo alto senso dello studïare
degli Italiani ai posteri consegna[5].

E se il Mediterraneo è ben sì vasto,
le forme della vita han qui trovato
dei vari ambienti gran ricchezza e fasto,
che lo studiar, pur dolce, è complicato!

[1] Società Italiana di Biologia Marina.
[2] L'espressione allude al gruppo di studiosi che nel Giugno del 1969 a Livorno ha fondato la Società.
[3] Socia.
[4] Il riferimento è relativo all'organizzazione del congresso scientifico annuale.
[5] Il verso vuole riferirsi alla pubblicazione della rivista scientifica "Biologia Marina Mediterranea" che raccoglie annualmente i contributi dei partecipanti ai congressi della Società.

21 Ma questo non scoraggia gli studiosi
che dalle varie forme sono attratti
e del funzionamento son curiosi,
per concordare le teorie coi fatti!

25 Così i viventi vengono studiati
in loro relazione con l'ambiente
e noi studiosi riuniti in Comitati[6],
spremendo ben tutte le nostre menti!

29 La vita del Copepode ci intriga:
perché lui in superficie va nuotando[7],
capace a superar ogni fatica
per scender poi ed essere predando[8]?

33 Che dire delle Diatomee in scissione
che osan diventar piccine assai
per superar la loro dimensione[9],
in un processo senza fine mai!

37 Volgendo e rivolgendo all'acqua il guardo
restiam dal nuoto tutti affascinati:
sian cernie, triglie, sugarello o tordo,
saraghi, aguglie, naselli, alletterati…

41 E come di sì pur diverse fogge
prole dei Selaci in ventre si sviluppa![10]
E quanto degno sia dell'alte logge[11]
ruolo del predator, che li raggruppa!

---

[6] Si intendono i comitati che riuniscono gli studiosi specificamente interessati alle particolari componenti dell'ecosistema marino: Plancton, Necton, Benthos, Fascia Costiera, etc

[7] Il chiaro riferimento è alle migrazioni nictemerali del plancton.

[8] L'uso del gerundio in questa sede è giustificato dalla volontà di ricalcare il modo verbale latino del gerundivo, conferendo all'espressione il significato "che deve essere predato".

[9] Si allude al particolare processo di riproduzione delle Diatomee (Bacillariophyceae) durante il quale, dopo svariati cicli di riproduzione vegetativa, asessuata, si originano individui di dimensioni minime incompatibili con la vita. Tale condizione viene superata grazie all'evento di riproduzione sessuata, durante il quale due gameti si fondono dando origine alla cosiddetta auxospora, questa si accresce e si divide quindi in due cellule figlie, che presentano le dimensioni massime della specie. Tali cellule si rivestono ciascuna del proprio frustulo, iniziando il nuovo ciclo di queste alghe.

[10] Con questi versi si vuole esprimere il senso di interesse ed attrazione che i biologi marini provano di fronte alle numerose e diversificate modalità di sviluppo degli embrioni dei Selaci: questi pesci, infatti, presentano una straordinaria varietà di tipologie di sviluppo, dalle specie ovipare a quelle ovovivipare, le cui uova si sviluppano all'interno del corpo materno, fino alle specie propriamente vivipare, i cui embrioni rimangono collegati alla parete uterina da una vera e propria "placenta".

[11] Il riferimento esplicito è al ruolo svolto dalla maggior parte dei Selaci che, da efficientissimi predatori, occupano il vertice della piramide trofica.

45 Non può menzion mancar dei bei giganti,
che per giunger a tale dimensione,
com'è che non di grandi, ma, pur tanti,
dei piccoli[12] fan alimentazione?

49 Che il fondo giù del mar sia popolato
da più forme che la vita nasconde
non è un fatto che fu sempre scontato,
ché per veder in acque assai profonde

53 vieppiù l'aiuto l'uom deve aspettare
del progredir della tecnologia.
Così Coralli Bianchi[13] può osservare,
l'*Alicia*[14] che ora sporge e poi va via,

57 esili steli degli Antipatari[15].
E oltre a Monti Sommersi e Lagune e Grotte,
con lor specie che son pietre miliari,
e oltre ad alghe verdi, brune e rosse

61 sta il Coralligeno, che giù s'impone,
nell'eterno equilibrio dei contrasti,
che a vicenda una simil ne oppone,
altalenando tra cadute e fasti[16].

65 Poi non si può tacer la Prateria,
che di Poseidon, Dio del Mare, ha il nome[17]:
per scongiurar che vada in avaria
a lei noi rivolgiam grande attenzione!

69 E financo la mente va cercando
ciò che per l'occhio impossibile è alla vista,
tra i granelli di sabbia ricercando[18]
e di virus e batteri fare lista!

---

[12] Con questo termine si intendono gli Eufausiacei, piccoli crostacei planctonici che costituiscono il cibo di balene e balenottere.
[13] I "Coralli Bianchi" sono i Madreporari privi di zooxantelle simbionti, che nel Mediterraneo formano estese biocostruzioni sui fondali profondi, oltre la platea continentale, nel piano batiale.
[14] Si fa esplicito riferimento all'*Alicia mirabilis*, attinia con abitudini notturne, che durante il giorno vive contratta in una forma difficilmente osservabile, mentre di notte si espande distendendo i suoi delicati tentacoli e mettendo in mostra la sua particolare colonna.
[15] Si vuole richiamare il gruppo di Antozoi che forma colonie più o meno ramificate o filiformi, delicate ma allo stesso tempo resistenti e che aderiscono ai substrati rocciosi di fondali profondi.
[16] Questi versi si riferiscono alla continua contrapposizione tra l'attività delle specie biocostruttrici e quella delle specie demolitrici perforanti, dal cui equilibrio prende forma la biocostruzione del Coralligeno.
[17] La chiara allusione è alla Prateria della fanerogama marina *Posidonia oceanica.*
[18] Si tratta della ricerca finalizzata allo studio della meiofauna, componente dell'ecosistema che comprende quell'insieme dei piccolissimi organismi che vivono negli interstizi presenti tra i granuli dei sedimenti.

73 Per tanta meraviglia siam rapiti,
consci del dover esserne tutori,
è questa voglia che ci ha tutti uniti
e che ci rende grande orgoglio e onori!

77 Molte le imprese, le vittorie, i pianti,
che questo mezzo secolo ha portato,
ma a noi piace pensar, tra i tanti vanti,
che di passate rotte sia lasciato

81 un tesor grande, autentico e servile
al navigar delle schiere novelle
che, pur seguendo l'intuito giovanile,
puntino a quel che è del saper le stelle[19]!

[19] La parola "stelle" richiama volutamente la chiosa finale di tutte e tre le Cantiche Dantesche.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 7-39

G. Relini

Società Italiana di Biologia Marina, c/o DISTAV,
Viale Benedetto XV, 3 - 16132 Genova, Italia.
biolmar@unige.it

I PRIMI 50 ANNI DELLA SOCIETÀ ITALIANA DI BIOLOGIA MARINA

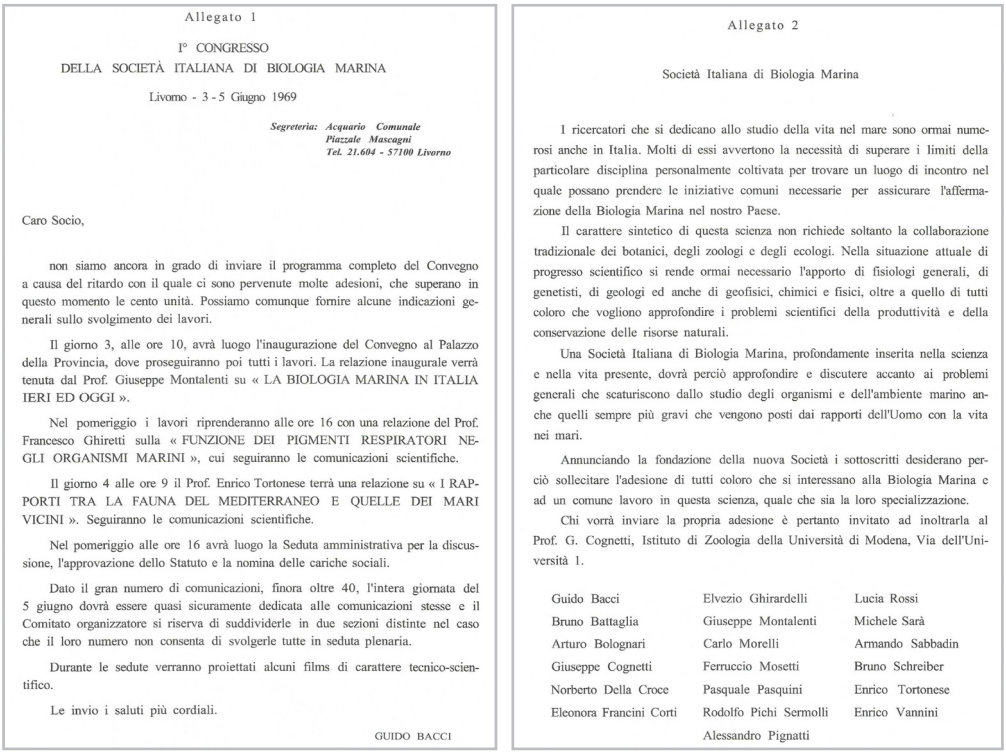
FIFTY YEARS OF ITALIAN SOCIETY FOR MARINE BIOLOGY

Abstract - *The article describes the organization of the SIBM and the activities it has carried out over the last 50 years with the aim of both protecting and enhancing the marine environment and improving knowledge of life in the Italian seas. The Italian Society for Marine Biology was founded in Livorno on 4th June 1969 at an assembly of a hundred people interested in marine biology. Every year the SIBM organizes a national congress on different subjects. For the 50 congresses a total of 37 different sites have been chosen covering the entire Italian coastline. Since 1994 the Congress Proceedings have been published in Biologia Marina Mediterranea, the journal of the SIBM. The proceedings of all congresses since 1969 are available on the SIBM website (www.sibm.it). SIBM has been involved in the MEDITS (International Bottom Trawl Survey in the Mediterranean) project since the beginning of 1994 and information about the survey results is available on the SIBM website. SIBM has published reports on the state of biological resources in the seas surrounding Italy, identification guides, and a checklist of the flora and fauna of the Italian seas. Most SIBM publications are in bilingual format (Italian and English) and a complete list can be found on the website. The society has five thematic committees (Aquaculture, Benthos, Management of Marine Coastal Areas, Nekton and Fishery, and Plankton) as well as many working groups, including ones on "Allochthonous Species", "Elasmobranchs", "Cetaceans", "Small-scale and Recreational Fishery", "Dissemination and Popularization", and "Natural Capital and Ecosystem Services". News about the Society's activities is published twice a year in the "Notiziario SIBM" bulletin.*

Key-words*: fishery, marine resources, biodiversity, checklist, Italian seas.*

Introduzione - Siamo qui a Livorno per celebrare il 50° anniversario della fondazione della Società Italiana di Biologia Marina (SIBM), ricordando, sia pur sommariamente le variazioni nella struttura della Società e le numerose attività svolte con l'organizzazione di congressi, simposi, workshop, campagne a mare e con la produzione di molteplici documenti quali manuali metodologici, guide per il riconoscimento di specie ed habitat, checklist, rapporti sullo stato delle risorse ittiche e loro cartografia, tutte realizzazioni che ormai fanno parte della storia della Biologia Marina del Mediterraneo. La presente nota è una integrazione di precedenti lavori (Relini, 1988, 1990, 2000a, 2013) e vuol essere una sintesi delle attività svolte dalla SIBM dalla fondazione ad oggi. La SIBM, che è una associazione scientifica, è nata il 4 giugno 1969, durante un'Assemblea Costitutiva animata dal prof. Guido Bacci (Fig. 1), il quale volle che Livorno tenesse a battesimo la nuova Società (Fig. 2) e che l'Acquario di Livorno ne divenisse la sede ufficiale. L'atto notarile di costituzione è stato redatto solo alcuni anni dopo, ed esattamente il 6 giugno 1974, durante il 5° Congresso Nazionale svoltosi a Nardò (LE) (Fig. 3).

Fig. 1 - Il prof. Guido Bacci principale socio fondatore della SIBM.
Prof. Guido Bacci principal founding member of the SIBM.



Allegato 1

I° CONGRESSO
DELLA SOCIETÀ ITALIANA DI BIOLOGIA MARINA

Livorno - 3 - 5 Giugno 1969

Segreteria: Acquario Comunale
Piazzale Mascagni
Tel. 21.604 - 57100 Livorno

Caro Socio,

non siamo ancora in grado di inviare il programma completo del Convegno a causa del ritardo con il quale ci sono pervenute molte adesioni, che superano in questo momento le cento unità. Possiamo comunque fornire alcune indicazioni generali sullo svolgimento dei lavori.

Il giorno 3, alle ore 10, avrà luogo l'inaugurazione del Convegno al Palazzo della Provincia, dove proseguiranno poi tutti i lavori. La relazione inaugurale verrà tenuta dal Prof. Giuseppe Montalenti su « LA BIOLOGIA MARINA IN ITALIA IERI ED OGGI ».

Nel pomeriggio i lavori riprenderanno alle ore 16 con una relazione del Prof. Francesco Ghiretti sulla « FUNZIONE DEI PIGMENTI RESPIRATORI NEGLI ORGANISMI MARINI », cui seguiranno le comunicazioni scientifiche.

Il giorno 4 alle ore 9 il Prof. Enrico Tortonese terrà una relazione su « I RAPPORTI TRA LA FAUNA DEL MEDITERRANEO E QUELLE DEI MARI VICINI ». Seguiranno le comunicazioni scientifiche.

Nel pomeriggio alle ore 16 avrà luogo la Seduta amministrativa per la discussione, l'approvazione dello Statuto e la nomina delle cariche sociali.

Dato il gran numero di comunicazioni, finora oltre 40, l'intera giornata del 5 giugno dovrà essere quasi sicuramente dedicata alle comunicazioni stesse e il Comitato organizzatore si riserva di suddividerle in due sezioni distinte nel caso che il loro numero non consenta di svolgerle tutte in seduta plenaria.

Durante le sedute verranno proiettati alcuni films di carattere tecnico-scientifico.

Le invio i saluti più cordiali.

GUIDO BACCI

Allegato 2

Società Italiana di Biologia Marina

I ricercatori che si dedicano allo studio della vita nel mare sono ormai numerosi anche in Italia. Molti di essi avvertono la necessità di superare i limiti della particolare disciplina personalmente coltivata per trovare un luogo di incontro nel quale possano prendere le iniziative comuni necessarie per assicurare l'affermazione della Biologia Marina nel nostro Paese.

Il carattere sintetico di questa scienza non richiede soltanto la collaborazione tradizionale dei botanici, degli zoologi e degli ecologi. Nella situazione attuale di progresso scientifico si rende ormai necessario l'apporto di fisiologi generali, di genetisti, di geologi ed anche di geofisici, chimici e fisici, oltre a quello di tutti coloro che vogliono approfondire i problemi scientifici della produttività e della conservazione delle risorse naturali.

Una Società Italiana di Biologia Marina, profondamente inserita nella scienza e nella vita presente, dovrà perciò approfondire e discutere accanto ai problemi generali che scaturiscono dallo studio degli organismi e dell'ambiente marino anche quelli sempre più gravi che vengono posti dai rapporti dell'Uomo con la vita nei mari.

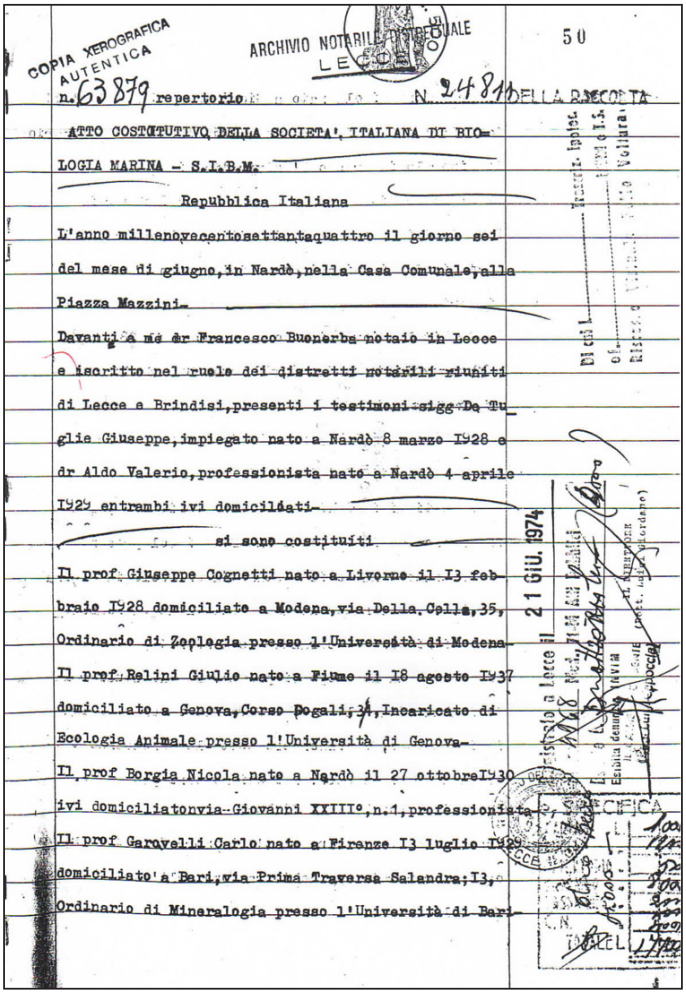
Annunciando la fondazione della nuova Società i sottoscritti desiderano perciò sollecitare l'adesione di tutti coloro che si interessano alla Biologia Marina e ad un comune lavoro in questa scienza, quale che sia la loro specializzazione.

Chi vorrà inviare la propria adesione è pertanto invitato ad inoltrarla al Prof. G. Cognetti, Istituto di Zoologia della Università di Modena, Via dell'Università 1.

Guido Bacci	Elvezio Ghirardelli	Lucia Rossi
Bruno Battaglia	Giuseppe Montalenti	Michele Sarà
Arturo Bolognari	Carlo Morelli	Armando Sabbadin
Giuseppe Cognetti	Ferruccio Mosetti	Bruno Schreiber
Norberto Della Croce	Pasquale Pasquini	Enrico Tortonese
Eleonora Francini Corti	Rodolfo Pichi Sermolli	Enrico Vannini
	Alessandro Pignatti	

Fig. 2 - Annuncio del 1° Congresso della SIBM a Livorno (a sinistra); annuncio della fondazione della SIBM (a destra).
Announcement of 1st SIBM Congress at Livorno (on the left); announcement of the foundation of the SIBM (on the right).

Il funzionamento della Società è regolato dallo Statuto e da un Regolamento. Un nuovo Statuto ed un nuovo Regolamento sono stati approvati durante l'Assemblea straordinaria di Vibo Valentia (8 giugno 1999) e sono entrati in vigore il 1° gennaio 2000, quando la Società ha ottenuto ufficialmente il riconoscimento di Organizzazione Non Lucrativa di Utilità Sociale (ONLUS). Un'ulteriore modifica dello Statuto è stata approvata durante l'Assemblea dei Soci di Genova del 19 luglio 2004. La SIBM ha ottenuto in data 21 maggio 2007 la certificazione del suo Sistema di Gestione per la Qualità in conformità alla norma ISO 9001:2008 (Notiziario n. 52/2007 pp. 81-82) e il 31 luglio 2017 è stata effettuata la transizione alla nuova norma ISO 9001:2015. La certificazione viene periodicamente aggiornata: il più recente audit da parte del Rina Services Spa è stato effettuato il 14 maggio 2019 ed è stato superato con esito positivo. L'adozione di un Sistema di Gestione per la Qualità (SGQ) secondo la Norma UNI EN ISO 9001:2008 è una decisione strategica della SIBM poiché, con tale scelta, si intende porre la qualità come principale strumento a sostegno dell'intera organizzazione e di tutti i processi, fra loro interconnessi, che la compongono. All'Assemblea Costitutiva di Livorno nel giugno 1969, il dibattito sulla denominazione della Società (si proponeva anche "Società Italiana di Biologia Marina e Oceanologia") e sulle sue finalità fu molto vivace, soprattutto da parte di coloro che desideravano maggiori spazi per i settori abiologici (oceanografia fisica, chimica, geologia marina, ecc.) e che il 27 giugno 1972 costituirono l'A.I.O.L. (Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia).


COPIA XEROGRAFICA AUTENTICA

ARCHIVIO NOTARILE DISTRETTUALE LECCE

50

n. 63879 repertorio N. 2481 DELLA RACCOLTA

ATTO COSTITUTIVO DELLA SOCIETA' ITALIANA DI BIOLOGIA MARINA - S.I.B.M.

Repubblica Italiana

L'anno millenovecentosettantaquattro il giorno sei del mese di giugno, in Nardò, nella Casa Comunale, alla Piazza Mazzini.

Davanti a me dr Francesco Buonerba notaio in Lecce e iscritto nel ruolo dei distretti notarili riuniti di Lecce e Brindisi, presenti i testimoni sigg. De Tuglie Giuseppe, impiegato nato a Nardò 8 marzo 1928 e dr Aldo Valerio, professionista nato a Nardò 4 aprile 1929 entrambi ivi domiciliati.

si sono costituiti

Il prof. Giuseppe Cognetti nato a Livorno il 13 febbraio 1928 domiciliato a Modena, via Della Colla, 35, Ordinario di Zoologia presso l'Università di Modena.

Il prof. Relini Giulio nato a Fiume il 18 agosto 1937 domiciliato a Genova, Corso Dogali, 34, Incaricato di Ecologia Animale presso l'Università di Genova.

Il prof. Borgia Nicola nato a Nardò il 27 ottobre 1930 ivi domiciliato in via Giovanni XXIII°, n. 1, professionista.

Il prof. Garavelli Carlo nato a Firenze 13 luglio 1929 domiciliato a Bari, via Prima Traversa Salandra, 13, Ordinario di Mineralogia presso l'Università di Bari.

21 GIU. 1974

Fig. 3 - Prima pagina dell'atto costitutivo della SIBM (Nardò, 6 giugno 1974).
First page of the articles of association of the SIBM (Nardò, 6th June 1974).

Primo presidente della SIBM è stato eletto Giuseppe Montalenti (1969-1971) (Fig. 4), che tenne una memorabile relazione inaugurale dal titolo "La biologia marina in Italia ieri ed oggi" (1969, *Pubbl. Staz. Zool. Napoli*, 37 suppl., pp. 5-15). Il primo Segretario è stato Giuseppe Cognetti. Sono stati in seguito Presidenti: Guido Bacci (1971-1973), Giuseppe Cognetti (1973-1975), Bruno Battaglia (1975-1979), Michele Sarà (1979-1983), Elvezio Ghirardelli (1984-1987), Giulio Relini (1988-1991), Angelo Cau (1992-1995), Giulio Relini (1996-2003), Angelo Tursi (2004-2009), Stefano De Ranieri (2010-2015), Giovanni Russo (2016-2021). La SIBM non ha fini di lucro ed è retta da un Consiglio Direttivo (C.D.) eletto ogni due anni (attualmente ogni tre) per realizzare quanto indicato dall'Assemblea dei Soci, che si riunisce almeno una volta all'anno. Il CD è composto da un Presidente, rappresentante ufficiale della Società, da un vice Presidente e da cinque Consiglieri, tra i quali viene scelto il Segretario Tesoriere. Tutte le cariche sono strettamente a titolo gratuito ed ogni componente del CD non può essere rieletto più di due volte consecutive alla medesima carica.

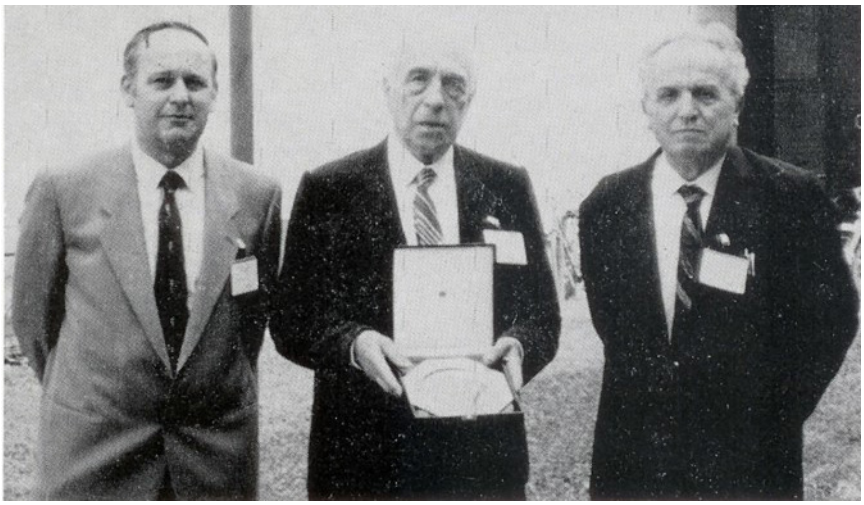


Fig. 4 - Il prof. G. Montalenti primo presidente della SIBM insieme con il prof. E. Ghirardelli (a destra) e il prof. G. Relini.
Prof. G. Montalenti, first SIBM president with prof. E. Ghirardelli (on the right) and prof. G. Relini.

La composizione del CD nel tempo e le date delle riunioni saranno riportate sul sito web della SIBM. Per il momento sono disponibili fino al 1989 in Relini (1990) e dopo nei Notiziari presenti in rete. Il numero dei Soci è passato dai 110 del 1969 ai 523 del 1988 raggiungendo il massimo (882) nel 2004 (Fig. 5). Dopo c'è stata una lenta e inesorabile diminuzione fino ai 466 della fine del 2017. Varie sono le cause di questo andamento, tra le principali il mancato pagamento delle quote annuali che comporta la decadenza da Socio.

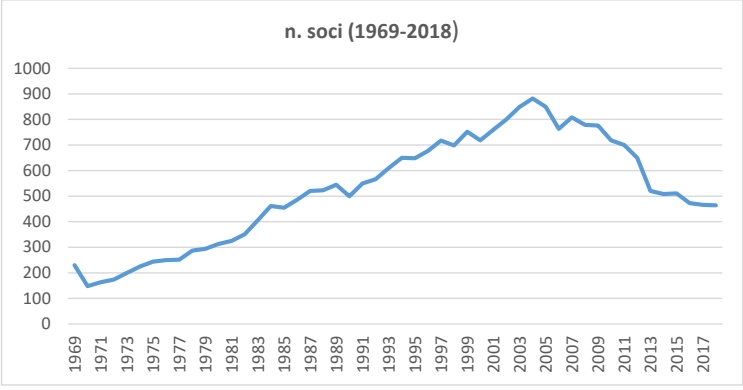


Fig. 5 - Grafico del numero dei soci SIBM nel tempo.
Chart showing SIBM membership numbers over the years.

Il logo della SIBM (Fig. 6) è stato ideato dal prof. Carlo Nike Bianchi nel 1980 e non è stato cambiato nonostante varie proposte pervenute anche nell'ambito di un apposito concorso bandito nel 1988 (Notiziario n. 14/1988 p. 6) in occasione del 20° anniversario della costituzione della SIBM (Fig. 7).

Fig. 6 - Il logo della SIBM ideato nel 1980.
The SIBM logo designed in 1980.

Fig. 7 - Alcune proposte di logo pervenute in seguito ad un concorso bandito nel 1988.
Some proposals for a logo submitted to a public competition in 1988.

I Congressi della SIBM - La SIBM organizza ogni anno in una località diversa un Congresso nazionale (Fig. 8) incentrato su alcuni temi principali di attualità o di particolare interesse per la sede che organizza il Congresso e pubblica gli Atti. Gli Atti dei congressi e i temi trattati sono disponibili nel sito della SIBM. Dal Congresso di Orbetello (11°, 1979) ogni Congresso ha un suo logo (Fig. 9), riportato sulle borse/cartelle congressuali (Fig. 10). Le località nelle quali è stato organizzato un Congresso SIBM (Fig. 8) sono 37 e riguardano praticamente tutte le coste italiane, oltre a Roma, Ferrara, Torino e due sedi estere (Sharm El Sheikh e Sousse). Livorno ha ospitato, con il presente, quattro congressi (1969, 1974, 2009, 2019), Cesenatico (1986, 2008, 2018) e Roma (2013, 2015, 2017) tre congressi. Alcuni congressi sono stati particolari nell'organizzazione e nella scelta del luogo. Del tutto fuori dai tradizionali schemi è stato il 21° Congresso di Fano (11-16 settembre 1989) organizzato dal prof. Corrado Piccinetti, che si è svolto in gran parte a bordo della motonave Palladio (Fig. 11) in navigazione tra la costa italiana e quella croata ed esattamente da Ancona a Dubrovnik con arrivo nel pomeriggio del 12 settembre 1989, da Dubrovnik a Bari (pomeriggio del 13) a Split (pomeriggio del 14) a Trieste (pomeriggio del 15) ad Ancona (primo pomeriggio di sabato 16). Il 31° Congresso (2000) è stato organizzato da G. Ardizzone e A. Belluscio a Sharm El Sheikh (Mar Rosso, Egitto) con la partecipazione di alcuni colleghi egiziani dell'Università di Suez Canal (Ismailia), come i Prof.ri A.F.A. Ghobashy e M.M.A. Kotb (Figg. 12, 13). Durante il 33° Congresso (Castelsardo 2002) si è svolto un workshop dal titolo "Aspetti biochimici emergenti nell'ambiente marino. Sessione congiunta SIBM - Gruppo di Biochimica Marina e dell'Ambiente della Società Italiana di Biochimica e di Biologia Molecolare (SIB-BMA)". Il 34° (2003) si è svolto in Tunisia a Port El Kantaoui (Sousse) (Fig. 14), con la partecipazione di diverse ARPA italiane e di molti colleghi tunisini, in particolare dell'*Institut National des Sciences et Technologies de la Mer* e con la sottoscrizione di due accordi (Notiziario n. 44/2003 pp. 29, 30-32). Durante il Congresso è stata organizzata la Tavola Rotonda "SIBM e Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente: possibili sinergie professionali e scientifiche". Il 35° (2004) Congresso di Genova si è svolto insieme al 39° EMBS (*European Marine Biology Symposium*) (Notiziario n. 45/2004 pp. 24-42) (AA.VV., 2004b; Relini e Ryland, 2007).

ELENCO CONGRESSI SIBM (1969-2019)

I Livorno, 3-5 giugno 1969
II Bari, 16-18 maggio 1970
III Napoli, 18-20 giugno 1971
IV Lipari (ME), 18-20 maggio 1972
V Nardò (LE), 17-20 maggio 1973
VI Livorno, 22-25 maggio 1974
VII Venezia, 21-24 maggio 1975
VIII Taormina (ME), 19-21 maggio 1976
IX Ischia (NA), 19-22 maggio 1977
X Ancona, 29 maggio - 1 giugno 1978
XI Orbetello (GR), 23-26 maggio 1979
XII Bari, 27-31 maggio 1980
XIII Cefalù (PA), 25-29 maggio 1981
XIV Massa Lubrense (NA), 20-24 settembre 1982
XV Trieste, 28 settembre - 2 ottobre1983
XVI Alimini (LE), 25-30 settembre 1984
XVII Ferrara, 11-15 giugno 1985
XVIII Cesenatico (FC), 9-12 settembre 1986
XIX Napoli, 24-28 settembre 1987
XX Vibo Valentia, 24-28 settembre 1988
XXI Fano (PU), 11-16 settembre 1989
XXII Santa Margherita di Pula (CA), 20-24 maggio 1991
XXIII Ravenna, 8-12 giugno 1992
XXIV Sanremo (IM), 1-5 giugno 1993
XXV Alghero (SS), 24-28 maggio 1994
XXVI Sciacca (AG), 22-27 maggio 1995
XXVII Portoferraio (LI), 20-25 maggio 1996
XXVIII Trani (BA), 26-31 maggio 1997
XXIX Ustica (PA), 15-20 giugno 1998
XXX Vibo Valentia, 7-12 giugno 1999
XXXI Sharm El Sheikh (Egitto), 13-20 maggio 2000
XXXII Numana (AN), 4-9 giugno 2001
XXXIII Castelsardo (SS), 3-8 giugno 2002
XXXIV Port el Kantoui (Sousse, Tunisia), 31 maggio - 6 giugno 2003
XXXV Genova, 19-20 luglio 2004
XXXVI Trieste, 9-13 maggio 2005
XXXVII Grosseto, 5-12 giugno 2006
XXXVIII Santa Margherita Ligure (GE), 28 maggio - 2 giugno 2007
XXXIX Cesenatico (FC) - Ravenna, 9-13 giugno 2008
XL Livorno, 26-29 maggio 2009
XLI Rapallo (GE), 7-11 giugno 2010
XLII Olbia, 23-28 maggio 2011
XLIII Marina di Camerota (SA), 4-8 giugno 2012
XLIV Roma, 14-16 maggio 2013
XLV Venezia, 19-23 maggio 2014
XLVI Roma, 11-12 giugno 2015
XLVII Torino, 13-17 giugno 2016
XLVIII Roma, 7-9 giugno 2017
XLIX Cesenatico (FC), 4-8 giugno 2018
L Livorno, 10-14 giugno 2019

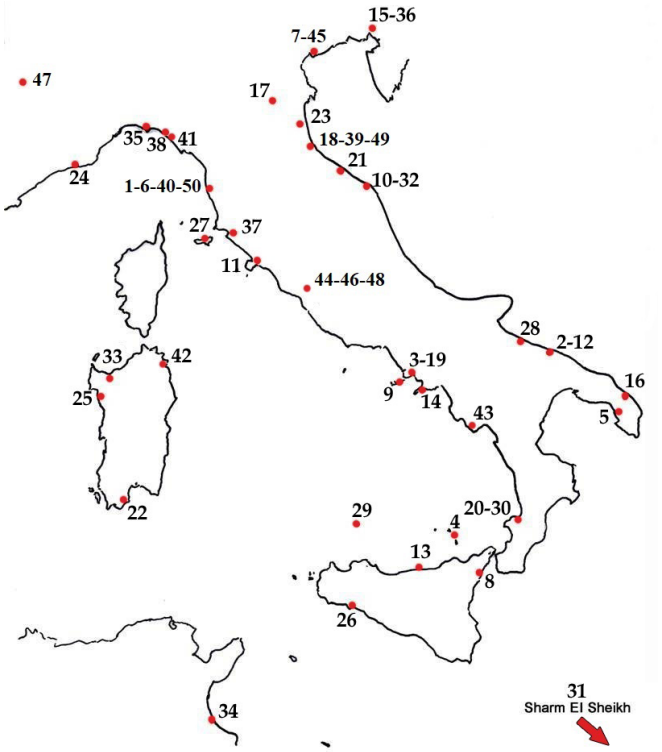
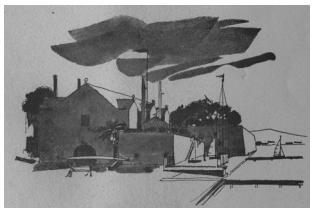
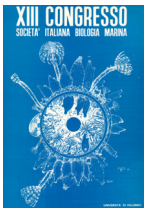


Fig. 8 - Cartina dei siti ove sono stati organizzati congressi annuali della SIBM.
Map of sites where the annual congresses have been held.

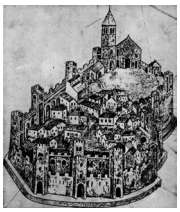


11 Orbetello 1979

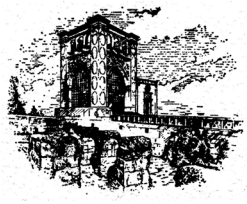


13 Cefalù 1981

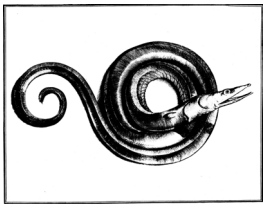
14 Massalubrense 1982



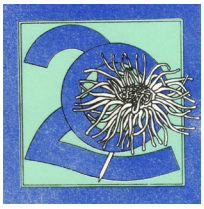
15 Trieste 1983



16 Alimini 1984



19 Napoli 1987

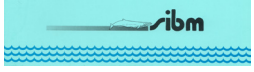


20 Vibo 1988

21 Fano 1989

22 S. Margherita P. 1991

23 Ravenna 1992



24 Sanremo 1993

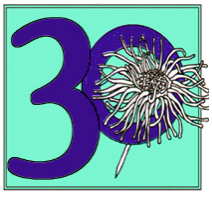
25 Alghero 1994

26 Sciacca 1995

27 Portoferraio 1996

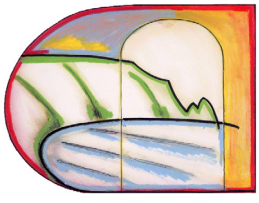
28 Trani 1997

29 Ustica 1998



30 Vibo 1999

31 Sharm 2000



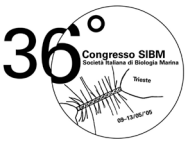
32 Numana 2001

33 Castelsardo 2002

(segue)

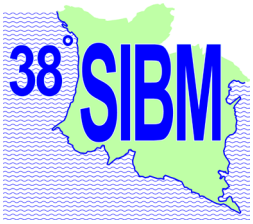
34 Sousse 2003

35 Genova 2004



36 Trieste 2005

37 Grosseto 2006



38 S. Margherita L. 2007

39 Cesenatico 2008

40 Livorno 2009

41 Rapallo 2010

42 Olbia 2011

43 Camerota 2012

44 Roma 2013

45 Venezia 2014

46 Roma 2015

47 Torino 2016

48 Roma 2017

49 Cesenatico 2018

50 Livorno 2019

Fig. 9 - Logo dei congressi a partire dal 1979.
Annual congress logos since 1979.

Fig. 10 - Cartelle/borse congressuali.
Conferences bags and folders.

Fig. 11 - La motonave Palladio a bordo della quale si è svolto il 21° Congresso SIBM all'arrivo a Trieste.
The motor vessel Palladio on board of which the 21st SIBM Congress was held arriving in Trieste harbour.

Il 41° Congresso a Rapallo (2010) è stato organizzato in collaborazione con la *Marine Biological Association UK* (Notiziari n. 57/2010 pp. 9-25 e n. 58/2010 p. 48), la più antica e prestigiosa Società di Biologia Marina a livello mondiale, con la quale è stato stipulato il gemellaggio nel 2006 (Notiziario n. 53/2008 pp. 51-54). La SIBM era presente a Londra il 24 ottobre 2009 per la celebrazione dei 125 anni della MBA-UK, che fu fondata nel 1884 (Notiziario n. 56/2009 pp. 46-48). La pubblicazione degli Atti dei Congressi ha subito varie peripezie. Gli Atti della SIBM avrebbero dovuto essere stampati nelle *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli*, che rappresentavano a quell'epoca la più prestigiosa rivista di biologia marina italiana.

Fig. 12 - L'Hotel Baron a Sharm El Sheikh ove si è svolto il 31° Congresso.
The Baron Hotel at Sharm El Sheikh where the 31st Congress was held.

Fig. 13 - La tavola della presidenza all'inaugurazione del 31° Congresso.
Top table during the opening ceremony at the 31st Congress.

In effetti, gli Atti dei primi quattro Congressi uscirono come supplementi di tale rivista. Con la crisi della Stazione Zoologica negli anni '70 è stata decisa la cessazione delle Pubblicazioni. A partire dal 5° Congresso (Nardò 1973), gli Atti sono stati affidati ad altre riviste italiane o stampati in volumi *ad hoc*, che oggi si possono ritrovare solo sul sito della SIBM. 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* (Trieste) o di *Oebalia* (Taranto). Finalmente, nel 1994 è stata fondata una rivista scientifica di proprietà della SIBM *Biologia Marina Mediterranea* che quest'anno stampa il 26° volume con gli Atti del 50° Congresso. Prima del 1994 le pagine degli Atti, pubblicati su vari volumi, sono state 12.412, dal 1994 al 2018 15.230 per un totale di 27.642 pagine dedicate agli Atti, mentre 13.749 sono le pagine dei volumi di *Biologia Marina Mediterranea* dedicati ad argomenti vari tra cui manuali, guide, checklist. Negli Atti dei Congressi si può trovare una precisa testimonianza della ricerca biologica marina italiana degli ultimi 50 anni. 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 (tutta la serie è scaricabile in *open access*). Nel Notiziario si può trovare anche la descrizione dell'attività della Società e, in particolare, dei Comitati e dei Gruppi di Lavoro. Il sito web risulta pertanto il riferimento fondamentale per ogni approfondimento sulla SIBM.

Fig. 14 - Il 34° Congresso tenutosi a Port El Kantaoui (Sousse, Tunisia).
The 34th Congress held at Port El Kantaoui (Sousse, Tunisia).

Comitati e Gruppi di Lavoro - Un ruolo importante nell'attività della SIBM è svolto dai cinque Comitati, ristrutturati nel 1985 durante il Congresso di Ferrara (Acquacoltura, Benthos, Gestione e Valorizzazione della Fascia Costiera, Necton e Pesca, Plancton) (presentazione in Notiziario n. 15/1989 pp. 52-57) ed attraverso Gruppi di Lavoro di volta in volta istituiti in relazione alle necessità (vedi più avanti). Inizialmente (dal congresso di Napoli del 1971) i comitati erano 3: Benthos Ittiologia e Pesca (BIP), Plancton e Produttività Primaria (PPP), Parchi Marini (PM). Vennero nominati i direttivi composti da 6 persone tra le quali si scelse il Presidente ed in seguito anche un Segretario, e si stabilì che tutti i Soci potevano aderire ad uno o

più comitati in base ai loro interessi e competenze. Dal febbraio 1975 i Presidenti dei Comitati sono invitati alle riunioni del CD con voto consultivo e dallo stesso anno il Direttivo di ciascun Comitato viene eletto dagli appartenenti al Comitato con le stesse norme applicate al CD della SIBM.
Per quanto riguarda i Gruppi di Lavoro, 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) costituito nel 2000 (coordinato attualmente da Luca Lanteri e Fulvio Garibaldi), Cetacei (coordinato da Guido Gnone), Specie Alloctone (coordinato da Anna Occhipinti), Disseminazione e Divulgazione (coordinato da Marina Cabrini), Capitale Naturale, Servizi Ecosistemici e Contabilità Ambientale (coordinato da Pier Paolo Franzese). In passato sono stati attivi altri Gruppi: Gruppo Studio Crostacei 1980, Fouling (gruppo attivo negli anni Settanta ed Ottanta, Relini, 1980), Gruppo Polichetologico Italiano (prima riunione a Valtour Alimini il 28 settembre 1984, Notiziari n. 8/1985 pp. 29-30, n. 12/1987 pp. 40-44 e n. 13/1988 pp. 60-68), Biochimica ed Ecologia Marina, Gruppo Cefalopodi coordinato da Patrizia Jereb (Notiziario n. 42/2002 p. 17), Gruppo Ecotossicologia Marina proposto da S. Focardi (Notiziario n. 42/2002 p. 44), Indicatori biologici proposto da R. Sandulli (Notiziario n. 44/2003 pp. 40-41), Biodiversità proposto da G. Giaccone (Notiziario n. 44/2003 pp. 42-43), Aree Marine Protette proposto da F. Badalamenti (Notiziario n. 44/2003 p. 44), Climatologia e acidificazione marina proposta da M.C. Gambi (Notiziario n. 66/2014 p. 81).

Attività dei Comitati nel primo ventennio - Il ***Comitato Gestione e Valorizzazione della Fascia Costiera***, inizialmente (1971) detto dei "Parchi Marini", si è occupato della istituzione di zone marine protette ed ha seguito l'iter di una legge quadro nazionale nel 1973-74; ha appoggiato la proposta di legge (1° firmatario On.le De Maria) sull'istituzione in Italia di Parchi Marini, proposta che non ha avuto seguito a causa di costanti crisi di governo e dell'anticipato termine della legislatura. Nel 1975 in collaborazione con la Commissione Protezione della Natura del C.N.R., è stata organizzata a Venezia, immediatamente prima del Congresso SIBM, una Tavola Rotonda sui Parchi Marini e sulle zone meritevoli di salvaguardia. Nel 1979 è stato eseguito il Censimento "Biotopi meritevoli di salvaguardia". Nel 1983 a Trieste è stata decisa l'attuale denominazione "Comitato per la gestione e valorizzazione della fascia costiera". Nel 1984 c'è stato il censimento delle aree marine costiere da proteggere mediante barriere artificiali (Notiziario n. 7/1984 pp. 25-28). Nel 1985 è stato avviato il censimento delle praterie di Posidonia. Nel 1987 è stato effettuato un Convegno, in collaborazione con il CLEM (Centro Lubrense Esplorazioni Marine), su "Interdisciplinarietà nella gestione della Fascia Costiera". Nel 1988 è stato iniziato il censimento delle grotte marine (L. Chessa e R. Cattaneo-Vietti) e delle formazioni biorganogene (S. Riggio).

Il ***Comitato Benthos***, inizialmente denominato Benthos, Ittiologia e Pesca, ha svolto le seguenti attività: nel 1971 Tavola rotonda su "Il Coralligeno, nomenclatura e metodologia"; nel 1972 Tavola Rotonda su "Barriere artificiali e pesca"; nel 1973 Lista degli esperti in Benthos Ittiologia e Pesca; nel 1976 Seminario su "Programmazione ed elaborazione dei dati nella ricerca bentonica. Un tentativo di unificazione dei metodi"; nel 1977 Convegno "Popolamenti di marea. Problemi di classificazione delle biocenosi marine"; nel 1978 Censimento bentologi italiani; nel 1980 Gruppo Studio Crostacei e "Bibliografia del Fouling". Con il CLEM è stata organizzata una tavola rotonda su "Metodologie di campionamento in immersione; problematiche e metodologie". Nel 1981 sempre con il CLEM è stata organizzata la tavola rotonda su "La problematica delle barriere artificiali" in preparazione

di quella internazionale organizzata a Cannes dalla CIESM. Nel 1982 Revisione della terminologia bentonica nell'ambito CIESM. Bibliografia Bentologica italiana 1980-84 a cura di A. Tursi. Nel 1984 viene costituito il Gruppo Policheti; nel 1988 viene dato un contributo alla definizione dei nomi italiani delle specie di interesse commerciale del catalogo FAO per il Mediterraneo, Mozione sulla pesca dei datteri (Notiziario n. 16/1989 pp. 24-25, 48).

Le attività del ***Comitato Plancton***, inizialmente (1971) denominato Plancton e Produttività e poi Plancton e Produttività Primaria:
Nel 1976 Elenco specialisti italiani di Plancton. Lavoro preparatorio per l'unificazione delle metodiche per lo studio del plancton e della produttività primaria.
Nel 1977 Manuale Metodiche Plancton (Magazzù, 1978). Campagne comuni.
Nel 1983 Schedatura dati sul plancton dei vari mari italiani.
Nel 1984 Progetto Nazionale sul plancton dei mari italiani. Censimento dati riportati in mappe presentate al Congresso di Lecce-Alimini sotto forma di poster.
Nel 1987 Progetto Plancton: tre giorni di studio a Napoli per la standardizzazione e diffusione dei metodi usati dai ricercatori italiani che si occupano di plancton. Aggiornamento del manuale dei metodi per lo studio del plancton.
Nel 1988 proposta per una collezione nazionale di riferimento di organismi planctonici.
Nel 1990 viene pubblicato su *Nova Thalassia* (Innamorati *et al.*, 1990) il Manuale "Metodi nell'Ecologia del Plancton Marino", dedicato a Bruno Scotto di Carlo, Patrizia Mascellaro e Vincenzo Tramontano, tragicamente scomparsi nel dicembre 1988 nel Golfo di Napoli durante una campagna di campionamenti planctonici.

Il ***Comitato Necton e Pesca***, distaccatosi dal Benthos nel 1985, ha rivolto la sua attività soprattutto alle varie problematiche inerenti le ricerche finanziate dal Ministero Marina Mercantile nell'ambito della legge n. 41/82.
Nel 1986 Seminari sulla Valutazione delle Risorse Demersali e partecipazione a missioni tecnico-scientifiche; programmazione piano triennale della pesca e valutazione risorse.
Nel 1987-88 Nomenclatura Italiana dei Pesci, Crostacei e Molluschi censiti in Mediterraneo dalla FAO (Notiziari n. 13/1988 pp. 70-71, n. 14/1988 pp. 10-11 e n. 17/1990 pp. 23-45).

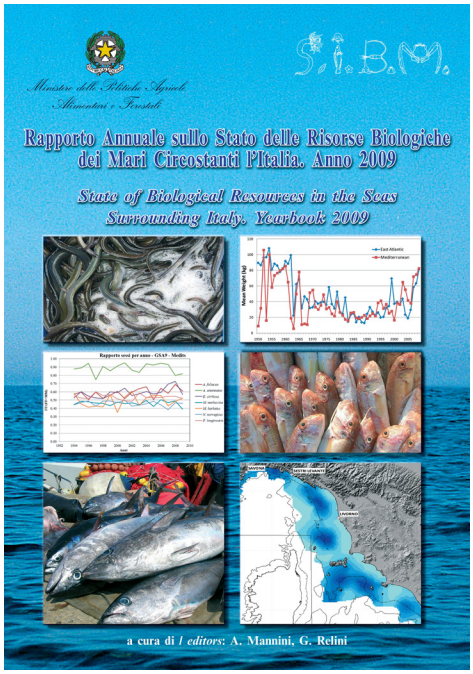
Il ***Comitato Acquacoltura*** si è costituito nel 1985.
Nel 1986 affiliazione all'*European Aquaculture Society*.
Censimento dei gruppi di ricerca del settore in Italia.
Costituzione gruppo "Biochimica ed Ecofisiologia marina".
Nel 1987 preparazione "Repertorio dei ricercatori in Acquicoltura in Italia" (SIBM - Comitato Acquicoltura, 1988).
Nel 1989 la SIBM raccomanda alle autorità competenti provvedimenti legislativi atti ad impedire di introdurre e diffondere specie alloctone per l'acquacoltura, imponendo severi controlli agli allevamenti che abbiano una qualunque forma di contatto con gli ambienti salmastri e marini (Notiziario n. 16/1989 p. 23).

Attività riguardanti la pesca e l'acquacoltura - La SIBM ha avuto come principale riferimento per le attività riguardanti la pesca e l'acquacoltura, svolte nell'ultimo trentennio, il Ministero per le Politiche Agricole (attualmente Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari, Forestali e del Turismo - MiPAAFT), mentre per gli studi sulla biodiversità marina e la sua protezione il Ministero di riferimento è stato ed è, tuttora, il Ministero dell'Ambiente, Tutela del Territorio e del Mare (MiATTM). Per le ricerche sulla pesca la SIBM ha svolto un importante ruolo non solo scientifico, ma anche amministrativo e di coordinamento.

Tab. 1 - Attività svolte dalla SIBM nell'ambito di progetti europei sulla raccolta dati alieutici.
Activities carried out by SIBM as part of European projects on fishery data collection.

MEDITS
MEDITSIT 'International bottom trawl survey in the Mediterranean (Italy)'. Gestione scientifica ed amministrativa delle Unità Operative, compresa l'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 Reg. CE 1543/00 e dal Reg. CE 1639/01: 2003, 2005, 2006 MARCATURA tonno rosso: 2004, 2005, 2006
PESCE SPADA
MARCATURA 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 Reg. CE 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 Reg. CE n. 199/2008: 2009, 2010, 2012, 2013
SYNDEM
Synthèse des connaisances 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 on 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

La SIBM è stata il referente italiano nel progetto MEDITS (*Mediterranean International Trawl Survey*) (Abellò *et al.,* 2002; Bertrand *et al.,* 2002), al quale hanno partecipato all'inizio (1994) con i propri prestigiosi istituti di ricerca Francia (IFREMER), Spagna (IEO) e Grecia (NCMR). In seguito, si sono aggiunti Albania, Croazia, Cipro, Malta, Slovenia e saltuariamente Montenegro e Marocco.
Per l'Italia le 11 Unità Operative Grund (Gruppo Nazionale Valutazione Risorse Demersali) sono state riunite in 5 grandi gruppi con il coordinamento scientifico ed amministrativo della SIBM (vedi Notiziari n. 25/1994 pp. 25-32, n. 27/1995 p. 41 e 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 ha svolto 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 2013, di cui solo 3 (2008, 2009, 2013) sono stati finora pubblicati (Mannini e Relini, 2010, 2012; Mannini e Sabatella, 2015) (Fig. 15a,b).



a)

b)

Fig. 15 - Copertina dei rapporti sullo stato delle risorse biologiche dei mari circostanti l'Italia del 2009 (a) e del 2013 (b).
Covers of reports on "The state of biological resources in the seas surrounding Italy", yearbook 2009 (a) and 2013 (b).

I rapporti riguardano prevalentemente le risorse demersali e quelle dei piccoli pelagici con qualche informazione sui grandi pelagici e sull'anguilla. Nell'ultimo rapporto sono descritte a cura di NISEA (*Fisheries and Aquaculture Economic Research*, Salerno) anche le strutture produttive.
Nell'ambito della raccolta dati pesca e MEDITS in particolare sono state svolte le seguenti attività oggetto di pubblicazione:

- Manuale Syndem "Sintesi delle conoscenze sulle risorse da pesca dei fondi del Mediterraneo centrale (Italia e Corsica)" (Relini *et al.,* 1999) (bilingue)
- Manuale di Istruzioni Medits, versione 5 rev. (Relini *et al.,* 2008) (bilingue)
- Partecipazione alla stesura e stampa del volume "*Marine demersal resources of the Mediterranean: the MEDITS International trawl survey* (1994-1999)" (Abellò *et al.,* 2002) (inglese)
- 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) (inglese) (Notiziario n. 33/1998 pp. 49-53)
- "Sintesi delle conoscenze di biologia, ecologia e pesca delle specie ittiche dei mari italiani / *Synthesis of the knowledge on biology, ecology and fishery of the halieutic resources of the italian seas*" (Sartor *et al.,* 2017) (bilingue).

Attualmente, in ambito MEDITS, la SIBM cura il sito web di MEDITS, ospitato in quello della SIBM, cura la divulgazione e tiene aggiornata la lista TM dei codici usati nel rilevamento dei taxa pescati (Relini, 2019).
Prima del progetto MEDITS, finanziato al 50% dalla CE, i ricercatori italiani hanno potuto usufruire dei fondi messi a disposizione dalla Legge n. 41/82 e dai Programmi finalizzati "Oceanografia e fondi marini" del CNR (1977-1981) (Notiziario n. 4/1982 pp. 15-19).
La SIBM nel dicembre 1998 (Notiziari n. 34/1998 pp. 60-61 e n. 35/1999 p. 55) è stata incaricata dalla DG Pesca e Acquacoltura del Ministero per le Politiche Agricole di organizzare un Convegno dal titolo "Le ricerche sulla pesca e sull'acquacoltura nell'ambito della L. 41/82" e di pubblicarne gli atti, che sono stati distribuiti all'inizio del convegno. La riunione si è svolta nell'aula convegni del CNR di Roma (15-16 dicembre 1998) con la partecipazione di 470 persone provenienti da tutta Italia. Dato l'alto numero delle ricerche non è stato possibile dare la parola a tutti i responsabili delle diverse Unità Operative, ma tutti hanno avuto modo di presentare uno scritto che fa parte degli atti raccolti in 3 volumi di *Biologia Marina Mediterranea* (AA.VV., 1998a,b,c) per un totale di 2500 pp.; in seguito è stato pubblicato un quarto volume (AA.VV., 2000) di 233 pp. contenente le relazioni e relative discussioni presentate nei due giorni del convegno. Sono stati un impegno ed una sfida che molti ritenevano, a torto, non sostenibili da parte della SIBM.
Nel settore della pesca e maricoltura vanno ricordate altre iniziative svolte dal 1994:

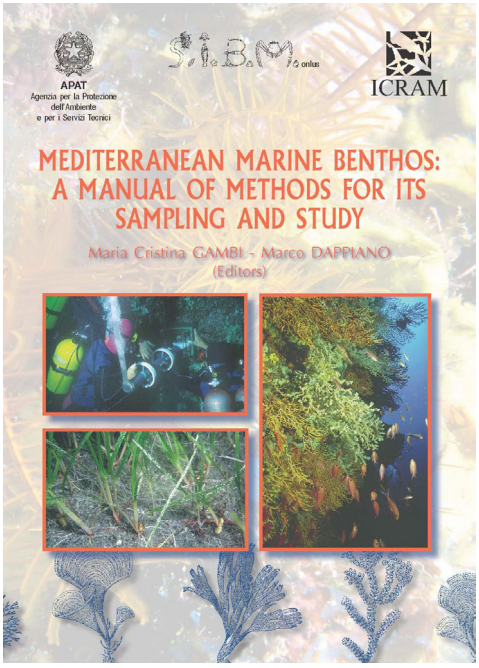
- Seminario sulla regolazione dello sforzo di pesca (AA.VV., 1994)
- Convegno di Loano per la difesa del mare; Loano (SV), 8-9 luglio 1994, incontro internazionale sulle barriere artificiali (AA.VV., 1995)
- Volume sul tonno ed alcuni grandi pelagici (AA.VV., 1999)
- Atlante delle Risorse Ittiche Demersali Italiane (Ardizzone e Corsi, 1997) (Notiziario n. 33/1998 pp. 44-48)
- Organizzazione 7° CARAH (*Conference on Artificial Reef and Associated Habitat*) (1999), conferenza internazionale sugli habitat artificiali per la prima volta in Europa (Notiziari n. 33/1998 pp. 66-67, n. 36/1999 pp. 53-57 e n. 38/2000 pp. 49-52) (Jensen, 2002)

Fig. 16 - Copertina del volume "Lo stato della pesca e dell'acquacoltura nei mari italiani".
Cover of the report on "The state of fishery and aquaculture in the Italian seas".

- Metodi per la stima del tasso istantaneo di mortalità naturale (M) nella scienza alieutica con particolare riferimento alla realtà mediterranea (Ragonese *et al.,* 2006) (bilingue)
- Tavola Rotonda sui *Reference Point*; Roma, 19 aprile 2002 (Notiziario n. 41/2002 pp. 61-64)
- *Workshop on Reference Point*; Roma, 20-21 aprile 2004 (Lembo, 2006) (bilingue)
- BIRDMOD (coordinamento). Progetto di ricerca "Supporto metodologico per un modello bio-economico di analisi di popolazione delle risorse demersali 2005". n. 6-A-30. Relazione finale al MiPAAF
- NURSERY (coordinamento). 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: 120 pp. + 38 pp. di tavole.
- Infine, la SIBM ha partecipato alla preparazione del volume (Fig. 16) sullo stato della pesca e dell'acquacoltura nei mari italiani (Cataudella e Spagnolo, 2011a), curando in particolare la sezione prima "Pesca e biodiversità". È stata pubblicata anche una versione sintetica in inglese (Cataudella e Spagnolo, 2011b).

Biodiversità marina - Vari aspetti della biodiversità marina sono stati trattati in diversi convegni, riunioni, ecc. e sono stati oggetto di pubblicazioni (guide, manuali, checklist, ecc.). Il 18 aprile 2002 a Roma è stato organizzato, in collaborazione con l'ICRAM, il simposio "Protezione e conservazione della biodiversità marina in Italia" (Notiziario n. 41/2002 pp. 56-60), che ha visto una buona partecipazione non solo di soci SIBM. Nell'aprile 2003 con il supporto del MiATTM è stato organizzato a Roma nell'Aula Magna del CNR il Convegno Nazionale "I SIC marini e la classificazione delle Aree Marine Protette" (Notiziario n. 43/2003 pp. 51-63). Erano presenti più di 250 persone e gli abstract dei principali interventi sono riportati nel Notiziario n. 43.
Il 22 aprile 2004 a Roma è stato organizzato in collaborazione con l'ARPA il Seminario "La direttiva sulle acque 2000/60/CE: quali indicatori biologici?" (Notiziario n. 45/2004 pp. 45-56) (AA.VV., 2004a).
In collaborazione con APAT (Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnologici) e ICRAM (Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare, attualmente ISPRA, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) è stato preparato e stampato il "Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo" (Gambi e Dappiano, in italiano nel 2003, in inglese nel 2004) al quale hanno collaborato 59 Autori (Fig. 17a,b) (Notiziari n. 41/2002 pp. 76-88 e n. 38/2000 pp. 62-64).

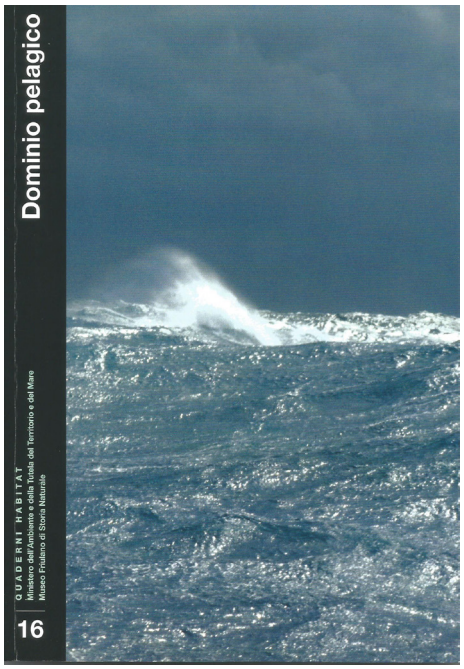
a)



b)

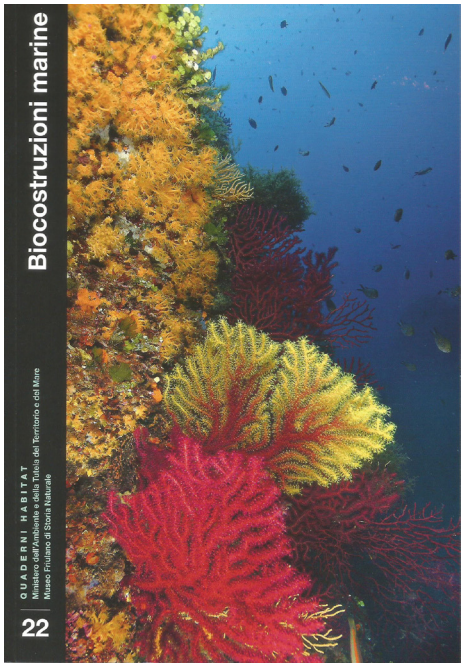
Fig. 17 - Copertina del Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo versione italiana (a) e inglese (b).
Cover of the Italian version (a) and the English version (b) of the manual "Mediterranean marine benthos: a manual of methods for its sampling and study".

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) (Notiziario n. 49/2006 pp. 44-51), di preparare un catalogo delle macrofita marine (Furnari *et al.,* 2003), una guida sulle Corallinales (Bressan e Babbini, 2003) ed un volume sul Santuario dei Cetacei nell'ambito della collana Quaderni Habitat (n. 16) curata dal Museo Friulano di Udine (Relini, 2007) (Fig. 18a), volume che è complementare al lavoro di Relini e Orsi Relini (2019). 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" (Fig. 19a) (Relini, 2008a) ed i volumi sugli habitat prioritari (Relini e Giaccone, 2009) e sulle specie protette della Convenzione di Barcellona (Relini e Tunesi, 2009). Questi due volumi sono di grande importanza per la compilazione delle schede proposte dal RAC/SPA di Tunisi (Centro di Attività Regionale per le Aree Specialmente Protette del *Mediterranean Action Plan* MAP-UNEP; Convenzione di Barcellona 1995) per l'individuazione di aree da proteggere. Come noto, nell'ambito della Convenzione di Barcellona è stata approvata una classificazione degli habitat bentonici marini che rimedia, almeno in parte, alle carenze della Direttiva Habitat che si è dimenticata del mare (Relini, 1999, 2000b).
Nel 2010 è stato pubblicato il 2° volume della "Checklist della flora e della fauna dei mari italiani" (Relini, 2010) (Fig. 19b). 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, limitata alla fauna (Minelli *et al.,* 1993-95), erano presenti 9.309 specie marine di cui 1.047 protozoi.



a)

b)



c)

Fig. 18 - Copertine dei quaderni Habitat n. 16 Dominio Pelagico (a), n. 19 Biocostruzioni marine (b), n. 22 Praterie marine (c).
Covers of the volumes on Italian Habitats n. 16 the Pelagic Domain (a), n. 19 Marine bioconstructions (b), n. 22 Seagrass meadows (c).

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.

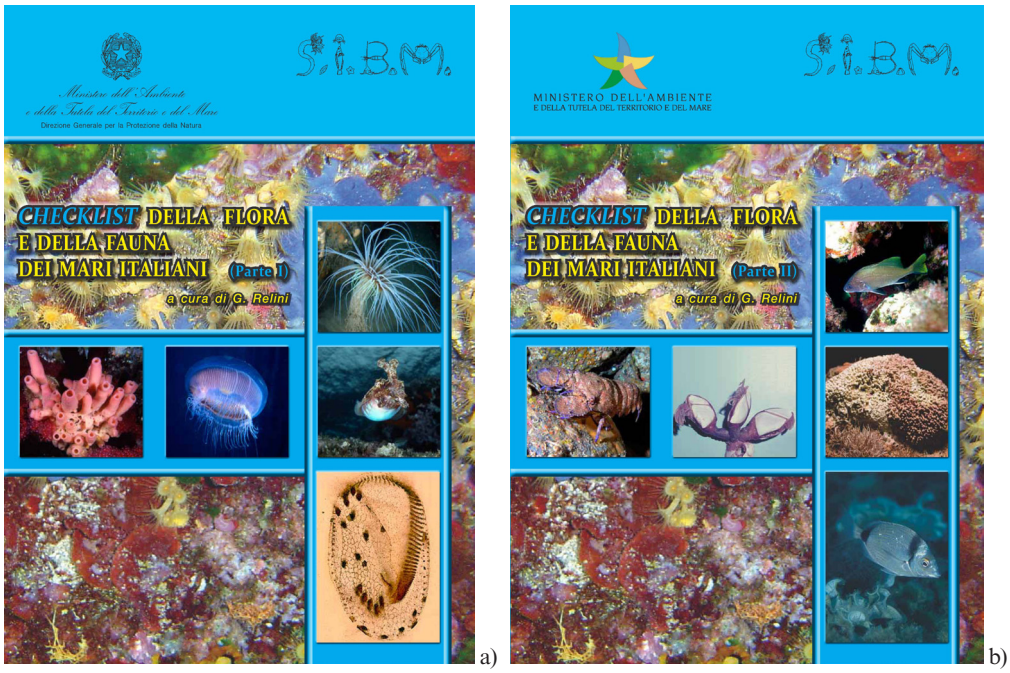
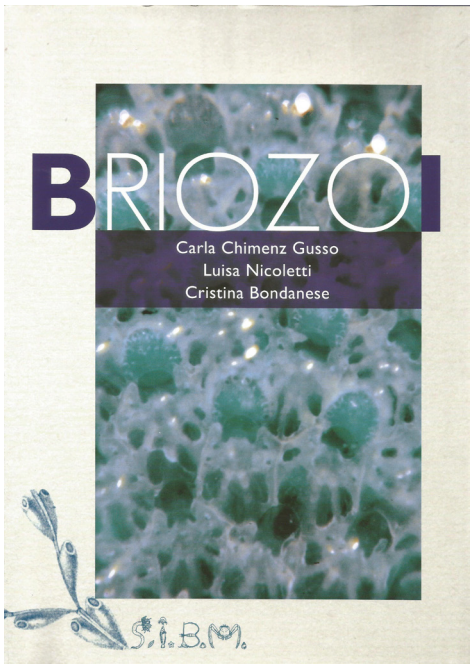


Fig. 19 - Copertina dei due volumi della checklist della flora e della fauna dei mari italiani: Parte I (a), e Parte II (b).
Covers of the two volumes of the checklist of flora and fauna of the Italian seas: Part I (a), and Part II (b).

La SIBM ha collaborato alla preparazione di altri due Quaderni Habitat (n. 19 e 22) (Fig. 18b,c): "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). 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). Le più recenti realizzazioni sono il volume sui briozoi (Chimenz Gusso *et al.,* 2014) (Fig. 20a) (Notiziario n. 67/2015 pp. 14-15) e il "nuovo Syndem" (Sartor *et al.,* 2017) (Fig. 20b).

Indagini sulle specie alloctone - Una delle prime indagini sulla problematica delle specie alloctone nei mari italiani è stata svolta dalla SIBM (Notiziario n. 41/2002 pp. 70-75) con il supporto del Ministero dell'Ambiente che accolse una proposta avanzata dalla Società. Il programma, svolto da gennaio 2000 a luglio 2001 con il coordinamento di Giulio Relini e Anna Occhipinti, aveva la finalità di determinare lo "stato dell'arte" delle conoscenze sulle specie aliene lungo le coste italiane, sulla legislazione disponibile per prevenire e gestire le introduzioni accidentali o meno, ed effettuare indagini di campo per riscontrare la possibile presenza di nuove specie introdotte accidentalmente tramite il traffico marittimo (acque di zavorra, *fouling* delle carene, ancore ecc.).



a)

b)

Fig. 20 - Le copertine del volume sui Briozoi (a) e del "nuovo" Syndem (Sintesi delle conoscenze di biologia, ecologia e pesca delle specie ittiche dei mari italiani) (b).
Covers of the book on Bryozoa (a) and the "new" Syndem (Synthesis of the knowledge on biology, ecology and fishery of the halieutic resources of the Italian seas) (b).

Il programma era strutturato in due fasi. La prima fase è consistita in una checklist e raccolta delle informazioni sulle specie aliene, la cui presenza lungo le nostre coste era ormai documentata nella letteratura scientifica, nonché nella preparazione di una trentina di schede di identificazione. Per le schede sono state selezionate le specie introdotte più cospicue e quelle che possiedono un maggiore impatto e valenza ecologica per capacità infestante ed interferenza in varia misura con attività produttive e commerciali a mare. Più esattamente sono state descritte 10 Macrofite, 1 Briozoo, 1 Copepode, 6 Molluschi, 5 Crostacei Decapodi, 7 Pesci. La seconda fase è consistita nella raccolta della legislazione disponibile, in ambito europeo ed internazionale in generale, sul problema della introduzione e gestione di specie aliene (svolto prevalentemente da A. Occhipinti), ed in un monitoraggio del *fouling* di tre aree portuali rappresentative, Genova (referente G. Relini), Salerno (referente M.C. Gambi) e Palermo (referente M. Toccaceli), attraverso prelievi ed analisi tassonomiche per identificare possibili "*new entry*" di specie alloctone. I tre porti prescelti presentano, infatti, un intenso traffico commerciale extra-mediterraneo e diportistico internazionale, e sono situati lungo un gradiente latitudinale relativamente ampio. Lo studio pilota si proponeva di verificare e validare le metodiche e le procedure proposte per il monitoraggio delle comunità bentoniche insediate su substrati portuali. È stato, pertanto, suggerito di eseguire in ciascun porto, due volte all'anno (in estate e in inverno):

a) esame visivo da parte di subacquei o telecamera subacquea di pareti, moli, strutture fisse e galleggianti, in particolare in vicinanza di bacini di carenaggio, con documentazione foto e video delle comunità maggiormente rappresentative (in

base a tale esame sono state scelte le stazioni per i prelievi e sono state prodotte 2 ore di video ed almeno 70 foto a colori);

b) prelievi tramite grattaggio di aree 30×20 cm (3 repliche per stazione) in alcune stazioni site sia all'esterno che all'interno dei porti.

Il materiale prelevato dopo essere stato fotografato è stato esaminato in laboratorio, ove è stata determinata la biomassa (peso fresco) e valutata la comunità tramite indice di ricoprimento o conteggi degli organismi; questi ultimi, ove possibile, sono stati identificati a livello di specie (per maggiori informazioni si veda il Notiziario n. 41/2002 pp. 70-75).

Gruppo di Lavoro "Specie alloctone". Il CD della SIBM, conscio della crescente importanza del problema dell'introduzione accidentale e/o volontaria di nuove specie nei mari italiani, ha deliberato il 9 aprile 1998 di istituire un Gruppo di studio sulle Specie Alloctone, chiedendo alla prof.ssa Anna Occhipinti di coordinarlo (Notiziario n. 33/1998 p. 48).

I soci interessati all'argomento sono stati invitati a mettersi in contatto con la prof.ssa Occhipinti, che tra l'altro aveva co-presieduto il Simposio sulle invasioni biologiche, svoltosi a Firenze nel luglio del 1998, durante l'INTECOL (*International Association for Ecology*). La prof.ssa Occhipinti è stata anche incaricata di partecipare a nome della SIBM alle riunioni dei Gruppi di Lavoro dell'ICES-WGITMO (introduzione e trasferimento di organismi marini) e WGBOSV (acque di zavorra ed altri vettori marittimi) e dal 2000 ad oggi ogni anno ha preparato il rapporto italiano sulle specie alloctone dei mari italiani. Si tratta di un rapporto non ufficiale, perché l'Italia non fa parte dell'ICES (*International Council for the Exploration of the Sea*, che riguarda prevalentemente l'Atlantico centrale e settentrionale) e perché non è validato da alcuna autorità statale, ciò nonostante è un documento importante, poiché l'attività del Gruppo Specie Alloctone della SIBM viene divulgata a livello internazionale e la partecipazione alle riunioni ICES consente di essere aggiornati su quanto succede a livello internazionale. A testimonianza del riconoscimento del ruolo svolto dalla SIBM nell'attività dei due gruppi di lavoro ICES, nel 2004 la riunione annuale si è svolta in Italia a Cesenatico presso il Centro di Ricerche Marine e nuovamente nel 2016 a Olbia presso la sede dell'Area Marina Protetta di Tavolara Punta Coda Cavallo (Notiziario n. 69/2016 p. 36).

Alcune riunioni:

- ICES Pärnu (Estonia), marzo 2000 (Notiziario n. 38/2000 pp. 31-46)
- ICES Barcellona (Spagna), marzo 2001 (Notiziario n. 40/2001 pp. 29-30, 38-54)
- ICES Göteborg (Svezia), marzo 2002 (Notiziario n. 42/2002 pp. 32-39)
- ICES Vancouver (Canada), marzo 2003 (Notiziario n. 43/2003 pp. 76-80)
- Riunione del Gruppo "Specie Alloctone", Sousse (Tunisia), 6 giugno 2003 (Notiziario n. 44/2003 p. 39)
- ICES Cesenatico (FC, Italia), 21-26 marzo 2004 (Notiziario n. 46/2004 pp. 82-83)
- Riunione del Gruppo "Specie Alloctone", Genova, luglio 2004 (Notiziario n. 46/2004 pp. 82-84)
- ICES Ostenda (Belgio), 11-17 marzo 2006 (Notiziario n. 49/2006 pp. 31-43)
- ICES Dubrovnik (Croazia), 19-23 marzo 2007
- Attività Gruppo Alloctone 2007 (Notiziario n. 52/2007 pp. 94-96)
- ICES Copenaghen (Danimarca), 10-14 marzo 2008 (Notiziario n. 53/2008 pp. 42-50)
- ICES Amburgo (Germania), 8-12 marzo 2010
- ICES Nantes (Francia), 16-18 marzo 2011 (Notiziario n. 60/2011 pp. 115-116)
- ICES Lisbona (Portogallo), 14-16 marzo 2012
- Resoconto Gruppo "Specie Alloctone" (Notiziario n. 62/2012 pp. 52-53)

- ICES Palanga (Lituania), 17-19 marzo 2014
- ICES Bergen (Norvegia), 18-20 marzo 2015
- Identificazione di specie introdotte, Lecce, 19-25 settembre 2016
- Gruppo ICES Specie Aliene Woods Hole (Massachusetts, USA), 13-17 marzo 2017 (Notiziario n. 71/2017 p. 51)
- ICES Meeting WGITMO Madera (Portogallo), 7-9 marzo 2018
- Riunione Gruppo "Specie Alloctone", Cesenatico (FC), 7 giugno 2018 (Notiziario n. 74/2018 p. 90)
- ICES Meeting WGITMO, Weymouth (UK), 4-6 marzo 2019 (Notiziario n. 75/2019 pp. 27-28)
- Esercizio di prioritizzazione e *horizon scanning* delle specie aliene invasive; Roma, 7-8 marzo 2019 (Notiziario n. 75/2019 pp. 29-30).

Gruppo di Lavoro Cetacei. Il Gruppo Cetacei è stato istituito durante il 41° Congresso SIBM di Rapallo ed è stato organizzato il 1° Workshop "Ricerche sui Cetacei *in situ*: metodologie a confronto" all'Acquario di Genova il 12 giugno 2010 (Notiziario n. 57/2010 p. 28).

In totale sono stati ad oggi organizzati 8 Workshop:

- 2° Workshop "Interazioni tra cetacei ed attività antropiche". 42° Congresso SIBM, Olbia (SS), 27 maggio 2011
- 3° Workshop "Fare rete per i cetacei: dalla cultura della polarizzazione alla cultura della rete". 44° Congresso SIBM, Roma, 17 maggio 2013
- 4° Workshop "Fare rete per i Cetacei: dalla teoria alla pratica". 45° Congresso SIBM, Venezia, 23 maggio 2014
- 5° Workshop "Progressi nella ricerca sui Cetacei Mediterranei". 46° Congresso SIBM, Roma, 12 giugno 2015
- 6° Workshop "Mammiferi marini in Italia: metodi di studio, risultati, prospettive future". 47° Congresso SIBM, Torino, 17 giugno 2016
- 7° Workshop "Interdisciplinarietà nello studio dei Cetacei". 49° Congresso SIBM, Cesenatico (FC), 8 giugno 2018
- 8° Workshop "Monitoraggio dei cetacei: nuove necessità e prospettive in un mondo che cambia". 50° Congresso SIBM, Livorno, 12 giugno 2019.

Partecipazione/Organizzazione di Convegni/Riunioni/Workshop

- Partecipazione alla Tavola Rotonda Internazionale "La Biologia Marina per la difesa e per la produttività del mare"; Livorno, 20-21 maggio 1974 (Cognetti e Tongiorgi, 1976)
- Convegno "Substrati artificiali per lo studio delle biocenosi e l'incremento delle risorse" organizzato dal CLEM; Massa Lubrense (NA), luglio 1981 (Notiziario n. 4/1982 pp. 26-27)
- Convegno del Progetto finalizzato di Oceanografia e fondi marini; Roma, 15-17 dicembre 1981 (Notiziario n. 4/1982 pp. 15-19)
- Tavola Rotonda su "Biologia marina e realtà sociale"; Napoli, Castel dell'Ovo, 20 ottobre 1982 (vedi pp. 3-57 degli Atti del XIV Congresso SIBM, *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, 50 Suppl. 1982)
- Partecipazione al Convegno "La difesa del mare"; Genova, 19 maggio 1984 (AA.VV., 1984) (Notiziario n. 7/1984 pp. 22-23)
- Seminario di studi sull'ecologia del delta del Po, promosso dall'Università di Parma con il patrocinio della SIBM; Parma, 11-12 aprile 1985 (Ambrogi, 1985) (Notiziario n. 8/1985 pp. 58-59)
- Convegno sui prodotti della Pesca, Ittiopatologia e Controllo Veterinario; Nardò (LE), 19-20 aprile 1985, organizzato in collaborazione con la SIBM (Notiziario n. 8/1985 p. 60)

- Partecipazione al simposio “Biochimica marina”; Cesenatico (FC), 19 settembre 1985 (Notiziario n. 9/1985 pp. 34-36)
- Incontro studio “L’interdisciplinarietà nella gestione della fascia costiera”, organizzato dal CLEM (Centro Lubrense Esplorazione Marine) e dal Comitato SIBM Gestione e Valorizzazione della Fascia Costiera; Sorrento (NA), 21-23 maggio 1987 (Notiziari n. 10/1986 pp. 19-20 e n. 11/1987 pp. 28-29)
- Seminario “Le prospettive della biologia marina e della gestione della pesca sono le stesse?”; Roma, 18 maggio 1988 (Notiziario n. 13/1988 p. 69)
- Tavola Rotonda “Riserve marine e loro realizzazione”; Firenze, 21 febbraio 1989 (Notiziario n. 17/1990 p. 9), organizzata insieme al Gruppo Ricerche Scientifiche e Tecniche Subacquee (GRSTS), atti pubblicati da GRSTS (1989)
- Tavola Rotonda UZI-SIBM “Protezione della fauna marina ed introduzione di specie alloctone”, organizzata dalla SIBM in collaborazione con la Commissione Fauna dell’UZI (Unione Zoologica Italiana) durante il 53° Convegno UZI; Torre Normanna, 2 ottobre 1990 (Notiziari n. 16/1989 p. 42 e n. 23/1993 p. 16) (SIBM - Ministero dell’Ambiente, La Posta *et al.,* 1992)
- Convegno sull’Ecologia del Delta del Po, 15-18 settembre 1990 (ENEL-SIBM, 1990) (Notiziario n. 19/1991 p. 14)
- Workshop “L’acquacoltura marina tra biologia, zootecnia e ambiente”; Nicotera (VV), 19-21 settembre 1990 (Mazzola *et al.,* 1992) (Notiziario n. 18/1990 pp. 26-28)
- Workshop sulle barriere artificiali; Ancona, 14 febbraio 1992 (Notiziario n. 22/1992 pp. 36-56)
- Partecipazione alla celebrazione dei 25 anni del Consorzio per il CIBM (Centro Interuniversitario di Biologia Marina) di Livorno, 19 ottobre 1992 (Notiziario n. 22/1992 pp. 57-59)
- Tavola Rotonda “Inquinamento biologico: il caso *Caulerpa* ed altri colonizzatori recenti in Mediterraneo” durante il Congresso di Alghero con la partecipazione di G. Tripaldi, C. Orestano, A. Meinesz, S. Riggio (moderatore), D. Bellan-Santini, F. Doumenge, G. Giaccone (Notiziario n. 26/1994 p. 23)
- Convegno Internazionale sulle barriere artificiali “Motivazioni e finalità del convegno”; Loano (SV), 8-9 luglio 1994 (Notiziario n. 26/1994 pp. 31-36) (AA.VV., 1995)
- Tavola Rotonda durante il Congresso di Sciacca (1995) “Stato di attuazione delle leggi di difesa e protezione del mare”, moderatore S. Greco. Parteciparono: B. Agricola D.G. Conservazione della Natura Ministero dell’Ambiente, G. Amendola parlamentare europeo, M. Baradà Capo ispettorato centrale difesa del mare, G. Cognetti ordinario di biologia marina dell’Università di Pisa, M. Pavan consiglio d’Europa Presidente Anno Europeo della Conservazione della Natura, G. Relini SIBM e Punto Focale italiano per le Aree Specialmente Protette del Mediterraneo (Convenzione di Barcellona) (Notiziario n. 27/1995 p. 9)
- Incontro su biologia e problematiche di conservazione degli elasmobranchi in Italia e creazione del GRIS; Milano, 4 dicembre 1995 (Notiziario n. 29/1996 p. 43)
- Convegno su Risorse Demersali dei mari italiani; Fano (PU), 20-22 marzo 1996 (Notiziario n. 29/1996 pp. 44-48) (AA.VV., 1998d)
- Conferenza Internazionale sulle Zone Marine Protette mediante strutture artificiali; Ancona, 26-30 marzo 1996 (Notiziario n. 30/1996 pp. 32-36)
- 2° DYNPOP (*Dynamique des populations marines*). Gruppo di Lavoro della CIESM (*Commission International pour l’Exploration Scientifique de la Méditerraneée*) e CIHEAM (*Centre Int. de Hautes Etudes Agronomiques Mediterranéennes*). Riunione organizzata con la collaborazione della SIBM e

dell'Università di Genova; Genova, 2-5 ottobre 1996 (Notiziari n. 31/1997 pp. 48-54 e n. 34/1998 pp. 58-59), atti in *Cahiers Options Mediterraneénnes*, CIESM-CIHEAM, vol. 35: 358 pp.

- Prima Conferenza Nazionale sulle Aree Naturali Protette "Il ruolo delle società scientifiche nello studio e nella gestione delle aree naturali protette"; Roma, settembre 1997 (Notiziario n. 33/1998 pp. 32-35)
- *Symposium on Assessment of demersal resources by direct methods in the Mediterranean and adjacent seas*; Pisa, 19-21 marzo 1998 (Notiziario n. 31/1997 p. 76) (Bertrand e Relini, 2000)
- Simposio SIBM-ICCOPS (*International Centre Coastal and Ocean Policy Studies*, Genova) "*The knowledge on biological resources exploitation along the Italian coasts*"; Genova, 26 maggio 1998 (Notiziari n. 32/1997 p. 55 e n. 34/1998 p. 16)
- INTECOL (*International Association for Ecology*); Firenze, 21 luglio 1998, Convegno SIBM-SItE e Soc. Francese di Ecologia "*Environmental peculiarities and biological resources distribution in the Mediterranean Sea*" (Notiziario n. 34/1998 pp. 47-55)
- 1° Convegno Nazionale CoNISMA (Consorzio Nazionale Interuniversitario per le Scienze del Mare); Ischia (NA), 11-14 novembre 1998 (Notiziario n. 33/1998 pp. 54-55)
- 2° Convegno Nazionale CoNISMA; Genova, novembre 2000 (Notiziario n. 37/2000 pp. 56-58)
- *4th European Elasmobranch Association Meeting*; Livorno, 27-30 settembre 2000 (Notiziario n. 38/2000 pp. 47-48)
- *4th International Seagrass Biology Workshop*; Ile-Rousse-Lozari (Corsica), 26 settembre - 2 ottobre 2000 (Notiziario n. 38/2000 pp. 53-56) (Pergent *et al.,* 2000)
- 2ª Conferenza Nazionale delle Aree Naturali Protette; Torino, 11-13 ottobre 2002 (Notiziario n. 42/2002 p. 26)
- 3° Convegno Nazionale CoNISMA "Ambienti estremi e aree di transizione"; Bari, 27-30 novembre 2002 (Notiziario n. 41/2002 pp. 11-12)
- Workshop Int. Acquacoltura sostenibile "*Animal Welfare, human health and interactions with the environment*" (Focardi); Pontignano (SI), 30 marzo - 1 aprile 2003 (Notiziario n. 43/2003 p. 103)
- Tavola Rotonda durante il 34° Congresso SIBM di Sousse (giugno 2003) dal titolo "SIBM e Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente: possibili sinergie professionali e scientifiche", con sottoscrizione di un manifesto da parte delle ARPA (Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente) di Toscana, Emilia-Romagna, Campania, Sicilia, Abruzzo, Marche, Friuli Venezia Giulia, SIBM e CIBM (Notiziario n. 44/2003 pp. 30-32)
- Convegno "La gestione integrata delle zone costiere"; Cervia (RA), 8-9 ottobre 2004 (Notiziario n. 46/2004 pp. 92-94)
- Convegno "*Carrying capacity* Aree Marine Protette e attività subacquee" organizzato da A. Belluscio (Notiziario n. 48/2005 p. 20)
- International Workshop "*The implementation of the Water Framework Directive (CE 2000/60) in Italy: state of the art on benthic indicators and European experiences*"; Ferrara, 29 aprile 2008 (Notiziario n. 53/2008 pp. 62-66)
- Workshop "Pesca e gestione nelle aree marine protette"; Porto Cesareo (LE), 30-31 ottobre 2008 (Notiziario n. 53/2008 p. 68) (Guidetti, 2010)
- 6° Convegno Nazionale CoNISMA "Quali mari italiani?", AIOL, SIBM, SItE, SGI; Lecce, 18 novembre 2008 (Notiziario n. 53/2008 pp. 70-76)
- Workshop "Fitoplancton come indicatore biologico per le normative europee" (in relazione agli aggiornamenti per le direttive sulle Acque 2000/60 e *Marine Strategy*); Roma, 17 aprile 2012 (Notiziario n. 61/2012 pp. 23-24)

- Workshop "*Biology and ecotoxicology of large marine vertebrates and seabirds: potential sentinels of Good Environmental Status of marine environment, implication on European Marine Strategy Framework Directive (2nd ed.)*"; Siena, 5-6 giugno 2013 (Notiziari n. 63/2013 p. 22 e n. 64/2013 pp. 45-46)
- Workshop "Il plancton nella Direttiva Quadro per la Strategia Marina: proposte di monitoraggio per la valutazione dello stato ambientale"; Roma, 13 dicembre 2013 (Notiziario n. 65/2014 pp. 17-18)
- *4th Mediterranean Seagrass Workshop*; Oristano, 18-22 maggio 2015 (Notiziario n. 68/2015 pp. 56-60)
- Workshop "Studio e valutazione degli elasmobranchi delle acque italiane: sfruttamento e conservazione"; Chioggia (VE), 10-11 maggio 2016 (Notiziario n. 70/2016 pp. 69-70) (Mazzoldi e Serena, 2017)
- Workshop "Il coralligeno dei mari italiani"; Ustica (PA), 5-8 settembre 2017 (Notiziario n. 72/2017 pp. 60-67) (Comitati Benthos e Fascia Costiera)
- Workshop sui condroitti pescati durante le campagne scientifiche. Dalle controversie tassonomiche alla metodologia di valutazione della consistenza degli stocks; Mazara del Vallo (TP), 16-18 ottobre 2017 (Notiziari n. 72/2017 pp. 68-70 e n. 73/2018 pp. 35-44)
- Workshop "*Sexual maturity staging of Elasmobranchs"*; Cagliari, 19-22 febbraio 2018 (Notiziario n. 73/2018 p. 49)
- Workshop EUROBUS (*European observatory of the invasive calanoid copepod* Pseudodiaptomus marinus); Napoli, gennaio 2018 (Notiziario n. 73/2018 pp. 50-51)
- Workshop "Definizione di un indice ecologico per la valutazione dello stato di salute delle comunità epimegabentoniche dei fondi strascicabili" organizzato dai Comitati Benthos e Necton e Pesca; Genova, 13-15 febbraio 2019 (Notiziario n. 75/2019 pp. 25-26).

Altre iniziative in cui la SIBM è stata direttamente o indirettamente coinvolta

- Inchiesta sull'insegnamento della Biologia Marina in Italia (vedi Notiziari n. 2/1980 pp. 14-15 e n. 3/1981 pp. 15-17)
- Adesione della SIBM al Comitato Nazionale per le Scienze ambientali e territoriali; Milano, 18 dicembre 1980 (Notiziario n. 3/1981 pp. 25-27)
- Collaborazione (1982) per il Censimento fotografico dei pesci dei mari italiani promosso dall'IRPEM-CNR (Istituto di Ricerche sulla Pesca Marittima - Consiglio Nazionale delle Ricerche) di Ancona con il GRSTS di Firenze ed il Circolo Sub "R. Maltini" di Roma (Notiziario n. 5/1982 pp. 38-41)
- Viaggio in Russia dal 23 giugno al 5 luglio 1983, organizzato in collaborazione con l'Associazione Italiana per i rapporti culturali con l'Unione Sovietica. Incontri con specialisti sovietici di biologia marina a Mosca, Leningrado e Murmansk (Notiziario n. 5/1982 p. 20)
- Lettera della SIBM (20 gennaio 1989) al Ministro della Marina Mercantile Sen. Giovanni Prandini per sostenere i finanziamenti della valutazione delle risorse biologiche nell'ambito della Legge n. 41/82
- Inaugurazione della nuova sede del Laboratorio di Biologia Marina e Pesca di Fano intitolata al prof. Andrea Scaccini; Fano, 4 maggio 1991 (Notiziario n. 19/1991 pp. 46-47)
- Riunione congiunta dei direttivi di AIOL, SIBM e SItE al fine di costituire una federazione di società ecologiche e formare un gruppo o centro interuniversitario per l'ecologia acquatica; S. Margherita L. (GE), 18 novembre 1991 (Notiziario n. 21/1991 pp. 51-53)
- Collaborazione con FIPS (Federazione Italiana Pesca Sportiva e Attività Subacquee) per fotoidentificazione pesci (Notiziario n. 19/1991 p. 15-16)

- Inchiesta sulla fioritura e fruttificazione della Posidonia in Italia (Notiziari n. 8/1985 p. 68 e n. 26/1994 p. 47)
- La SIBM è stata scelta dalla FAO quale corrispondente italiano per ASFA (*Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*) ed è stato firmato un accordo in base al quale la SIBM si impegna a fornire 200 citazioni all'anno, ricevendo in cambio gratuitamente l'annata di ASFA (Notiziario n. 36/1999 p. 30)
- Censimento Istituti che si occupano di Biologia Marina in Italia (Notiziari n. 15/1989 pp. 15-17, n. 36/1999 p. 58, n. 37/2000 pp. 27, 31, 34 ed altri)
- Gruppo "Biotopi marini", creato nell'ambito del Servizio Conservazione della Natura del MIATTM (decreto SCN 18370 del 17 dicembre 1997) per preparare una proposta di classificazione degli habitat marini al fine di integrare la Direttiva Habitat (vedi pp. 176-178 in Relini, 2000b)
- *Design and analysis of ecological experiments and advanced course*; Lecce, 11-15 settembre 2000 (Notiziario n. 37/2000 pp. 54-55)
- Sottoscrizione dell'appello promosso dalla SItE "Scienza ed ambiente" in risposta a "Galileo 2001: il manifesto" (Notiziario n. 41/2002 pp. 102-107)
- Accordo di Programma con il Ministero dell'Ambiente (Notiziario n. 42/2002 pp. 21-25); Protocollo d'intesa per la redazione di un Piano di Azione Nazionale per la Conservazione delle tartarughe marine (27/11/07); Convenzione per il completamento della check-list degli organismi marini italiani
- Accordo Quadro tra SIBM e ATSMer (*Association Tunisienne des Sciences de la Mer*, Tunisi) stipulato durante il Congresso di Sousse (2003) per il miglioramento della cooperazione nel campo della formazione e della ricerca scientifica (Notiziario n. 44/2003 p. 29)
- Adesione dal 2004 al 2009 alla *European Federation of Marine Science and Technology Societies* (EFMS)
- Accordo di mutua promozione tra SIBM e la rivista internazionale *Marine Ecology: an evolutionary perspective* (2005). L'accordo approvato dal CD della SIBM è stato formalizzato sia con la Blackwell che con la Stazione Zoologica. In base a tale accordo è stato inserito il logo della SIBM sulla copertina della rivista ed è stato creato un link tra il sito web della SIBM e quello della rivista (per maggiori dettagli si vedano i Notiziari n. 47/2005 pp. 59-62 e n. 52/2007 p. 106)
- Presentazione delle attività della SIBM nel 2007 presso l'Università di Mosca, su invito dell'Ambasciata italiana (Notiziario n. 52/2007 p. 90)
- Presentazione delle attività della SIBM alle riunioni della *European Federation of Marine Sciences and technology Societies* a Parigi, 13-15 settembre 2006 (Notiziario n. 50/2008 pp. 115-117) (Relini e Tursi, 2006) e ad Ancona (Notiziario n. 52/2007 p. 93)
- Protocollo di intesa tra SIBM e ARPA Puglia (Notiziario n. 52/2007 p. 83)
- Adesione dal 2008 della SIBM alla Federazione Italiana delle Società Scientifiche Naturalistiche Ambientali (FISNA) (delibera del CD riunitosi a Roma il 19 ottobre 2007); oltre 10 Società Scientifiche hanno aderito al fine di avere un'unica voce di discussione con i Ministeri competenti per tutte le attività e le problematiche a carattere naturalistico-ambientale (2008)
- Contributo all'organizzazione del 16° Congresso della *European Elasmobranch Association*; Milano, 22-25 novembre 2012 (Notiziario n. 61/2012 p. 52)
- 1° Concorso Internazionale "Mediterraneo Vivo" di biofotosub del Mediterraneo (Notiziario n. 66/2014 p. 64)
- Mr Goodfish: un progetto di sensibilizzazione sul consumo ittico consapevole e responsabile, in collaborazione con l'Acquario di Genova (Notiziario n. 66/2014 p. 65)
- *Sharks International*; Durban (Sud Africa), 2-6 giugno 2014 (Notiziario n. 66/2014 pp. 84-92)

- Archivio scientifico-storico della fotografia subacquea in ambiente mediterraneo (Notiziario n. 66/2014 pp. 62-63)
- App Pinneggiando (Notiziario n. 67/2015 p. 71)
- Patrocinio a "*Neapolis underwater photo contest 2015*: già un classico"; Napoli (Notiziario n. 69/2016 pp. 32-35)
- Corso sul microzooplancton; Trieste, 23-27 maggio 2016 (Notiziari n. 69/2016 p. 80 e n. 70/2016 p. 73)
- *17th International Colloquium on Amphipoda*; Trapani, 4-7 settembre 2017 (Notiziario n. 72/2017 pp. 56-59, Atti in *Biodiversity J.*, vol. 8 fasc. 2 pp. 391-688)
- Corso di perfezionamento in "Tecniche di monitoraggio per lo studio dei cetacei"; Genova, 19 marzo - 18 maggio 2018 e Canale di Sicilia, 2-14 luglio 2018. Supporto anche finanziario della SIBM.

Commissioni

- Nell'ottobre 1988 il Ministro per la ricerca scientifica e tecnologica istituisce una commissione per le "Ricerche marine", della quale vengono chiamati a far parte diversi soci SIBM oltre al Presidente (Notiziario n. 14/1988 pp. 62-65)
- Nel 1989 diversi Soci SIBM vengono chiamati a far parte della Commissione Fauna del Ministero dell'Ambiente (Notiziario n. 17/1990 pp. 11-14)
- Partecipazione all'Osservatorio Nazionale per la Biodiversità (D.M. MiATTM 6 giugno 2011).

Borse e premi

- È stata ripetutamente incentivata la partecipazione dei giovani ai Congressi SIBM mediante contributi finanziari, che sono stati assegnati annualmente a partire dal 1988
- Il CLEM per alcuni anni ha bandito, d'accordo con la SIBM, premi per lavori di Biologia Marina di giovani ricercatori
- Premio di Laurea (Lire 2.000.000) in memoria dei dottori Carmela Gambardella e Sandro Maria Guarino (Notiziario n. 32/1997 p. 14)
- Due premi (Lire 3.000.000 e Lire 1.500.000) messi a concorso dal Comune di Loano per 2 tesi di laurea svolte sulla barriera artificiale di Loano e/o in quella di Monaco per celebrare il compimento di 10 anni della barriera di Loano ed il gemellaggio con quella di Monaco (Notiziari n. 31/1997 p. 42, 46 e n. 32/1997 p. 47)
- 1° Trofeo "Città di Loano" di fotografia subacquea "Loano per il mare" in collaborazione con la SIBM (Notiziario n. 31/1997 pp. 43-45)
- Due premi di Laurea (Lire 2.000.000 e Lire 1.500.000) in memoria del geom. Vittorio Gaiani (Notiziari n. 31/1997 p. 47 e n. 32/1997 p. 47)
- Premio Ustica Award 1998 alla SIBM (Notiziario n. 33/1998 p. 64)
- Premio di Laurea in memoria della dott.ssa Lucia Mazzella (Notiziari n. 36/1999 p. 19 e n. 38/2000 pp. 28-30)
- Premio per un lavoro scientifico (Euro 2000) in memoria del dott. Sebastiano Geraci (Notiziario n. 45/2004 p. 43)
- Tre premi (Euro 2000 cad.) per le migliori tesi e/o pubblicazioni riguardanti tonno rosso e microbiologia marina in memoria del prof. Sebastiano Genovese (Notiziari n. 44/2003 pp. 49-50 e n. 45/2004 p. 57)
- Premio Tesi di Laurea (Euro 1500) in memoria di Ester Taramelli (Notiziario n. 54/2008 p. 38)
- Premio SIBM ai giovani (Euro 700) e premio SIBM ai ricercatori non strutturati

(Euro 800) al 39° Congresso SIBM di Cesenatico (Notiziari n. 53/2008 pp. 27-28 e n. 54/2008 pp. 72-75)
- Premi per 2 poster (Euro 250) dati dal CRISM (Centro Ricerca Interdisciplinare delle Scienze del Mare) dell'Università di Bologna (Notiziario n. 54/2008 p. 76)
- Sponsorizzazione del "*World Conference on Marine Biodiversity 2011*", Aberdeen, 26-30 settembre 2011 con l'istituzione di 2 borse per giovani (Notiziario n. 60/2011 pp. 128-129)
- Premio Tesi di Laurea (Euro 800 lordi) bandito nel 2014 dal Comitato Necton e Pesca (Notiziario n. 66/2014 p. 66)
- Premio alla memoria del dott. Giuseppe Bernardi bandito dall'AMP Tavolara Punta Coda Cavallo nell'ambito dei Congressi SIBM; ad oggi si sono tenute 6 edizioni: 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019
- Tre premi (Euro 300 lordi cad.) per la partecipazione dei giovani al Workshop: "Elasmobranchi delle acque italiane: tassonomia, identificazione e normative", Chioggia (VE), 16-17 maggio 2019.

Pubblicazioni - Le pubblicazioni citate nelle pagine precedenti non vengono qui elencate, così come gli Atti dei Congressi ed i Notiziari, che sono disponibili sul sito della SIBM. Notizie sull'attività della SIBM sono state pubblicate anche prima del 1980 (inizio del Notiziario SIBM) ed esattamente: per il Congresso e la Tavola Rotonda di Livorno 1974 (1976) in *Mem. Biol. Mar. Oceanogr.* 1974 fasc. IV (4,5,6): 121-148; per il Congresso di Venezia 1975 in *Mem. Biol. Mar. Oceanogr.* 1975 5 (4): 99-120 e in un ciclostilato "Notiziario SIBM" n. 1/1976: 1-12 ed infine per il Congresso di Taormina 1976 in *Mem. Biol. Mar. Oceanogr.* 1976 6 (Suppl. 6): 103-138.
- Elenco degli specialisti italiani in Benthos, Ittiologia e Pesca (1973), stampato in proprio
- Elenco degli specialisti italiani di Plancton (1976), stampato in proprio
- Metodi per lo studio del Plancton e della Produzione Primaria (Magazzù, 1978), stampato in proprio
- Censimento Bentologi Italiani (1978), stampato in proprio
- Bibliografia *fouling* delle acque italiane (1980). *Mem. Biol. Mar. Oceanogr.* 10 (Suppl.): 342-355
- Lista delle pubblicazioni (1980-84) dei soci SIBM. *Oebalia* (1985) vol. XII N.S. 1701 citazioni, 289 pp.
- Pubblicazioni scientifiche dei soci SIBM dal 1980 al 1984 (Comitato Benthos Ittiologia Pesca, 1985, 943 citazioni, 153 pp.)
- Il Biologo Marino in cucina (Congresso SIBM di Trieste 1983). Monografie di *Nova Thalassia* (1987) n. 2 pp. 1-78
- Lista bibliografica dei lavori pubblicati negli Atti dei primi 20 Congressi SIBM 1969-1989 (Tursi, 1991; 1277 citazioni, 177 pp.)
- Pubblicazioni Soci SIBM dal 1984 al 1991 (SIBM, 1992, 1516 citazioni, 160 pp.)
- Pubblicazioni Soci SIBM dal 1985 al 1993 (Tursi ed., 1993, 3102 citazioni, 430 pp.)
- Pubblicazioni scientifiche delle UU.OO. italiane sulla valutazione delle risorse demersali 1984-1997 (Tursi e Costantino eds, 1998, 539 citazioni, 60 pp.)
- Lista dei lavori pubblicati dai soci SIBM negli ultimi 10 anni (2004), volume e CD, distribuiti durante il 39° EMBS a Genova (*List of the papers by SIBM members*, 1993-2004), 6377 citazioni, 400 pp.
- Repertorio dei ricercatori impegnati in acquacoltura (SIBM-IAMC CNR, 2008) (Fig. 21)
- Stampa degli Atti delle Giornate di Studio sulle problematiche ecotossicologiche in ambienti marini e salmastri (AA.VV., 2001; Lera, 2007; Buttino *et al.,* 2009) (Notiziario n. 40/2001 pp. 60-61)

Fig. 21 - Copertina del Repertorio dei ricercatori impegnati in acquacoltura.
Cover of the list of researchers engaged in aquaculture.

- 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)
- Il Laboratorio marino e la Società Ligure-Sarda per la protezione della Pesca (Pellerano, 2016), volume distribuito ai soci durante il Congresso di Torino.

Conclusioni - La SIBM nei suoi primi 50 anni, in ottemperanza dell'art. 3 del proprio Statuto, ha svolto numerose attività volte a migliorare le conoscenze della vita nei mari italiani e a divulgare le conoscenze acquisite. I congressi annuali sono la sede ideale per scambiare e discutere i risultati ottenuti sia in laboratorio sia in mare. Tra le realizzazioni di maggior importanza si possono ricordare i rapporti sullo stato delle risorse biologiche pescate nei mari circostanti l'Italia, la checklist ragionata della flora e della fauna dei mari italiani, unico esempio in Mediterraneo e, probabilmente, in Europa. Nei due volumi in formato A4 e bilingui sono elencate 13.543 specie con indicazione della loro presenza nelle 9 zone biogeografiche in cui sono stati suddivisi i mari italiani. Da ricordare ancora la preparazione di manuali come quello per lo studio del plancton e quello del benthos, nonché di guide per il riconoscimento di specie ed habitat per un totale di 13.749 pagine di supplementi di *Biologia Marina Mediterranea.* Gli Atti dei 49 congressi finora stampati ammontano a 27.642 pagine, consultabili sul sito web della SIBM. Queste realizzazioni sono la base culturale di partenza per futuri sviluppi delle attività della SIBM, anche nell'ambito della Direttiva sulla Strategia Marina (MSFD), nella problematica delle specie aliene e nella valutazione del capitale naturale, servizi ecosistemici e contabilità ambientale, tutti argomenti di grande attualità e per i quali esistono qualificate competenze nella SIBM.

Ringraziamenti: L'Autore è profondamente grato alla Segreteria Tecnica della SIBM ed in particolare alla dott.ssa Rossana Simoni per il prezioso aiuto nella preparazione della presente relazione.

Bibliografia

AA.VV. (1984) - La difesa del mare. Atti del Convegno Nazionale. Federazione Nazionale Pro Natura. Genova, 19 maggio 1984: 171 pp.

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): 1-869.

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. (1998d) - Risorse Demersali. *Biol. Mar. Mediterr.*, **5** (2): 660 pp.

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, 21st-24th July 2004. *Biol. Mar. Mediterr.*, **11** (3): 366 pp.

ABELLÓ P., BERTRAND J.A., GIL DE SOLA L., PAPACONSTANTINOU C., RELINI G., SOUPLET A. (EDS) (2002) - Mediterranean marine demersal resources: the MEDITS International Trawl Survey (1994-1999). *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 280 pp.

AMBROGI R. (ED) (1985) - Ecologia del Delta del Po. Atti del Seminario di studi organizzato dall'Università di Parma, 11-12 aprile 1985. *Nova Thalassia*, **7** (Suppl. 2): 451 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., SOUPLET A. (2002) - The general specifications of the MEDITS surveys. *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 9-17.

BERTRAND J.A., 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., Plouzané, 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.

BUTTINO I., DENTONE L., MACCHIA S., PELLEGRINI D. (EDS) (2009) - Atti delle giornate di studio "Ricerca e applicazione di metodologie ecotossicologiche in ambienti marini e salmastri". Viareggio, 25-26 novembre 2008. *Biol. Mar. Mediterr.*, **16** (2): 231 pp.

CATAUDELLA S., SPAGNOLO M. (EDS) (2011a) - *Lo stato della pesca e dell'acquacoltura nei mari italiani*. Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, Roma: 877 pp.

CATAUDELLA S., SPAGNOLO M. (EDS) (2011b) - *The state of Italian marine fisheries and aquaculture.* Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali (MiPAAF), Rome (Italy): 618 pp.

CHIMENZ GUSSO C., NICOLETTI L., BONDANESE C. (2014) - Briozoi. *Biol. Mar. Mediterr.,* **21** (Suppl. 1): 313 pp. + IX Tav. a colori.

COGNETTI G., TONGIORGI P. (EDS) (1976) - Atti della Tavola Rotonda Internazionale "La biologia marina per la difesa e per la produttività del mare". Livorno, 20-21 maggio 1974. Organizzazione del Comune di Livorno: 291 pp.

ENEL-SIBM (1990) - Symposium on the ecology of the Po River Delta. Albarella (RO), 16-18 September 1990. Collected contributions.

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.
GRSTS (1989) - "Riserve Marine e loro realizzazione". Atti della Tavola Rotonda organizzata insieme al Gruppo Ricerche Scientifiche e Tecniche Subacquee. Firenze, 21 febbraio 1989: 172 pp.
GUIDETTI P. (ed) (2010) - *Atti workshop pesca e gestione delle Aree Marine Protette.* Ed. Grifo, Lecce: 165 pp.
INNAMORATI M., FERRARI I., MARINO D., RIBERA D'ALCALÀ M. (eds) (1990) - Metodi nell'ecologia del plancton marino. *Nova Thalassia,* **11**: 371 pp.
JENSEN A.C. (ed) (2002) - The Seventh International Conference on Artificial Reefs and Related Aquatic Habitats. Proceedings of a meeting held in Sanremo, Italy, 7-11 October 1999. *ICES J. Mar. Sci.,* **59** (Suppl.): 363 pp.
LA POSTA S., MAZZOLA A., RELINI G. (eds) (1992) - Protezione della fauna marina e introduzione di specie alloctone. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova,* **56-57**: 9-281.
LEMBO G. (ed) (2006) - Atti del "Workshop on Reference Point". Roma, 20-21 aprile 2004. *Biol. Mar. Mediterr.,* **13** (3) (Parte II): 151 pp.
LERA S. (ed) (2007) - Atti delle giornate di studio "Ricerca, applicazioni e normazione di metodologie ecotossicologiche per la valutazione della qualità degli ambienti marini e salmastri". Viareggio, 17-18 ottobre 2006. *Biol. Mar. Mediterr.,* **14** (1): 235 pp.
MAGAZZÙ G. (1978) - *Metodi per lo studio del plancton e della produzione primaria: consigliati dal Comitato Plancton e produzione primaria.* Società Italiana di Biologia Marina. Ed. G.M.: 68 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): 207 pp.
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): 231 pp.
MANNINI A., SABATELLA R.F. (eds) (2015) - Annuario sullo Stato delle Risorse e sulle Strutture Produttive dei Mari Italiani. *Biol. Mar. Mediterr.,* **22** (Suppl. 1): 355 pp.
MAZZOLA A., GRECO S., LO PARO G. (eds) (1992) - L'acquacoltura marina tra biologia, zootecnica e ambiente. Nicotera, 19-21 settembre 1990. *Oebalia,* **17** (Suppl. 2): 175 pp.
MAZZOLDI C., SERENA F. (eds) (2017) - Workshop "Studio e valutazione degli elasmobranchi delle acque italiane: sfruttamento e conservazione". Chioggia (VE), 10-11 maggio 2016. Book of Abstracts.
MINELLI A., RUFFO S., LA POSTA S. (1993-95) - *Checklist della fauna italiana*. Calderini Ed., Bologna. Fascicoli 1-10.
PELLERANO A. (2016) - Il Laboratorio marino e la Società Ligure Sarda per la protezione della pesca. *Biol. Mar. Mediterr.,* **23** (Suppl. 1): 105 pp.
PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., BUIA M.C., GAMBI M.C. (eds) (2000) - Proceedings Fourth International Seagrass Biology Workshop. Balagne (Corsica, France), 26 Sept - 2 Oct 2000. *Biol. Mar. Mediterr.,* **7** (2): 443 pp.
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 istantaneous rate of natural mortality (M) in fisheries science with particular reference to the Mediterranean. Biol. Mar. Mediterr.,* **13** (3) (Parte I): 151 pp.
RELINI G. (1980) - Elenco dei lavori sul fouling di acque italiane compilato dal Gruppo Fouling del Comitato B.I.P. della SIBM. *Mem. Biol. Mar. Oceanogr.,* **10** (Suppl.): 343-355.
RELINI G. (1988) - La ricerca italiana di Biologia Marina nel contesto Mediterraneo. Relazione alla 3ª Assemblea Generale della Comunità delle Università Mediterranee. *Notiziario SIBM,* **13**: 17-31.
RELINI G. (1990) - I venti anni della S.I.B.M.: breve storia della Società. *Oebalia,* **16** (1) (Suppl.): 1-22.
RELINI G. (1999) - L'Italia e la protezione della biodiversità in Mediterraneo. *Biol. Mar. Mediterr.,* **6** (1): 151-171.
RELINI G. (2000a) - La biologia marina in Italia. *Biol. Mar. Mediterr.,* **7** (1): 28-77.
RELINI G. (2000b) - Nuovi contributi per la conservazione della biodiversità marina in Mediterraneo. *Biol. Mar. Mediterr.,* **7** (3): 173-211.
RELINI G. (ed) (2007) - Dominio Pelagico. Il Santuario dei Cetacei "Pelagos". Ministero

dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Museo Friulano di Storia Naturale - Comune di Udine. *Quaderni Habitat,* **16**: 155 pp.

RELINI G. (ED) (2008a) - Checklist della Flora e della Fauna dei Mari Italiani. Parte I. *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 S.I.C. marini italiani". *Biol. Mar. Mediterr.,* **16** (1): 61-64.

RELINI G. (ED) (2010) - Checklist della Flora e della Fauna dei Mari Italiani. Parte II. *Biol. Mar. Mediterr.,* **17** (Suppl. 1): 387-828 + 68.

RELINI G. (2013) - Il contributo della SIBM al miglioramento delle conoscenze biologiche nei mari italiani. *Biol. Mar. Mediterr.,* **20** (1): 12-24.

RELINI G. (2019) - La lista dei taxa (TM List) di MEDITS. *Notiziario SIBM,* **75**: 32-34.

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 habitats according to the SPA/BIO protocol (Barcelona Convention) present in Italy. Identification sheets. Biol. Mar. Mediterr.,* **16** (Suppl. 1): 365 pp.

RELINI G., ORSI RELINI L. (2019) - The Pelagos Sanctuary in the Ligurian Sea: our long term studies on deep fauna. *Bull. Environm. Life Sci.,* **1** (1): 37-59.

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., 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): 436 pp.

RELINI G., TURSI A. (2006) - Research carried out by Italian Society for Marine Biology. EFMS-UOF Congress, Paris, 13-15 Sept 2006.

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. Versione 5 rev. / Medits instruction manual. Version 5 rev. *Biol. Mar. Mediterr.,* **15** (Suppl. 2): 78 pp.

RELINI G., SERENA F., BOTTARO M. (2010) - Il progetto ELASMOIT. *Biol. Mar. Mediterr.,* **17** (1): 205-218.

SARTOR P., MANNINI A., CARLUCCI R., MASSARO E., QUEIROLO S., SABATINI A., SCARCELLA G., SIMONI R. (EDS) (2017) - Sintesi delle conoscenze di biologia, ecologia e pesca delle specie ittiche dei mari italiani / *Synthesis of the knowledge on biology, ecology and fishery of the halieutic resources of the Italian seas. Biol. Mar. Mediterr.,* **24** (Suppl. 1): 607 pp.

SERENA F., MANCUSI C., BARONE M. (EDS) (2010) - Guida pratica di identificazione delle razze (Rajidae) del Mar Mediterraneo. Linee guida per la raccolta e l'analisi dei dati / *Field identification guide to the skates (Rajidae) of the Mediterranean Sea. Guidelines for data collection and analysis. Biol. Mar. Mediterr.,* **17** (Suppl. 2): 189 pp.

SIBM COMITATO ACQUICOLTURA (1988) - *Repertorio dei ricercatori impegnati in Acquicoltura.* Tipografia Artigiana snc F.lli Dasi, Ferrara: 110 pp.

SIBM - IAMC CNR (2008) - *Repertorio dei ricercatori impegnati in acquacoltura.* GRAPH snc, Sant'Angelo Siculo (ME): 128 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: 623 pp.

TURSI A. (ED) (1991) - Lista bibliografica dei lavori pubblicati negli Atti dei primi 20 Congressi Nazionali della Società Italiana di Biologia Marina (1969-1989). *Oebalia*, **17** (Suppl. 3): 219 pp.

Tema

"NUOVE ACQUISIZIONI, EVIDENZE E PROSPETTIVE NEL MONITORAGGIO DI AMBIENTI MARINI"

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 41-44

C. Pretti[1,2]

[1]Dipartimento di Scienze Veterinarie, Università di Pisa, Via delle Piagge, 2 - 56124 Pisa, Italia.
[2]Consorzio per il Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata "G. Bacci", Livorno, Italia.
carlo.pretti@unipi.it

LE GRANDI SFIDE NEL MONITORAGGIO DELL'INQUINAMENTO MARINO

THE GRAND CHALLENGES IN MARINE POLLUTION MONITORING

Abstract - *Major challenges in marine pollution studies are represented by the presence of new emerging pollutants and by the interaction of several different stress factors. Pollutants are very much understood as chemicals only. From a largely chemical perspective pollution studies need to open up to any stressor that affects organisms in their respective environment and maybe have to be interpreted under the view of other stressing factors such as the climate changes. Stress to organisms in the marine environment can be caused by physical (*e.g., *electromagnetic radiation, electricity, drag etc.) chemical (*e.g., *organic or inorganic), physico-chemical (pH) or biological factors (biotoxins, competition, predation), together with the interaction of several of this factor.*

Key-words: *marine pollution, plastics, nanoparticles, personal care products, noise.*

Lo stato di salute dei mari ha ripercussioni dirette non solo sulla conservazione, ma anche su aspetti strettamente legati allo sviluppo delle attività antropiche. Non a caso le agenzie e gli enti ministeriali di differenti nazioni (Italia compresa), negli ultimi anni, hanno dato luogo alla formazione di cluster tecnologici legati alla "Crescita Blu", con l'intento di unire il mondo della produzione, della ricerca e della comunicazione verso il fine ultimo di uno sfruttamento sostenibile delle immense (ma non infinite) risorse del mare. Le politiche di sviluppo legate al mare passano anche attraverso il mantenimento del capitale naturale. In tale contesto da sempre l'inquinamento rappresenta uno degli elementi che, al variare dei differenti livelli di industrializzazione, ha sicuramente contribuito alla diminuzione progressiva della qualità ecologica degli ambienti marini, spesso con potenziali rischi anche per la salute umana. Gli effetti dell'inquinamento sul biota possono variare da bassi livelli di organizzazione biologica (molecole), passando per quelli intermedi (individuo) fino ad arrivare a quelli più alti (comunità, popolazioni, con ripercussioni sulla diversità). La percezione dell'inquinamento è legata principalmente alla presenza ed agli effetti di molecole chimiche studiate ormai da oltre 30 anni (es. elementi in traccia, contaminanti organici persistenti). Tuttavia i cambiamenti degli assetti produttivi unitamente alle destinazioni d'uso di molecole di nuova generazione (es. prodotti per la cura personale e farmaci), l'introduzione nei comparti ambientali di micro e nano materiali (es. plastiche, nanomateriali di differente origine chimica), l'evidenza che altre tipologie di stress non-chimico (es. inquinamento chimico e luminoso) possano produrre effetti sugli organismi, hanno aperto nuovi scenari e nuove sfide nell'ambito delle tecniche e degli obiettivi del monitoraggio dell'inquinamento. In aggiunta, questi aspetti devono essere letti anche alla luce delle più recenti e continue acquisizioni sugli effetti combinati dei fattori di stress chimico con i cambiamenti climatici: destino, comparti di accumulo, meccanismi di azione, tossicodinamica, tossicocinetica e biodisponibilità delle sostanze introdotte in ambiente possono variare molto in relazione a variazioni di pH, temperatura e salinità. Gli ecosistemi marini, differentemente da quelli terrestri e di acque dolci,

sono in grado di ricevere i residui delle attività antropiche industriali, agricole e di origine urbana da tutte le direzioni quali atmosfera, fiumi, acque sotterranee e di drenaggio dei suoli (Sweet, 2013). Un fattore di stress come l'inquinamento si ripercuote pesantemente su un sistema sostanzialmente aperto come il mare, andando a frammentare le vie di flusso di energia e materia sia in direzione verticale (es. superficie del mare/atmosfera e/o sedimenti) che orizzontale. Oltre alla dimensione spaziale, anche la dimensione temporale può essere influenzata dalla presenza dei contaminanti a cui sono esposti gli organismi, producendo differenti effetti su diverse scale temporali: da milioni di anni modellando l'adattamento e l'evoluzione degli organismi (Dahms e Lee, 2010), a minuti/secondi influenzando il comportamento (Michalec *et al.,* 2013), fino ad arrivare a frazioni di secondo corrispondenti ai tempi di reazione chimica (Dahms e Lee, 2010). Il futuro del monitoraggio dell'inquinamento riguarderà quindi tutti gli aspetti di interazione tra approcci di laboratorio e *field-based*, tra scale temporali e spaziali, il comportamento di "vecchi" e nuovi fattori di stress filtrati attraverso l'ottica dei cambiamenti climatici. La ricerca si sta inoltre indirizzando verso la conoscenza di nuovi fattori di contaminazione marina/stress e dei relativi effetti quali, ad esempio, le microplastiche, i nanomateriali, le sostanze di origine farmaceutica e per la cura personale, gli effetti dell'inquinamento sonoro e luminoso. La presenza di rifiuti in mare è un problema globale in crescita che rappresenta una potenziale minaccia per molti organismi. La plastica è fra i più comuni rifiuti marini, costituendo tra il 60 e l'80% di tutti i detriti e oltre il 90% di tutte le particelle galleggianti. Particolarmente le microplastiche (dimensioni micrometriche) destano preoccupazione perché possono essere ingerite da un grande numero di organismi marini con potenziale trasferimento all'interno di reti alimentari. I potenziali rischi per gli organismi sono sostanzialmente rappresentati da: i) ingestione e danno meccanico, ii) trasferimento agli organismi dei costituenti ed additivi delle plastiche, iii) concentrazione di contaminanti idrofobici sulla superficie che possono agire da "cavallo di troia" (Anbumani e Kakkar, 2018; Rochman, 2018). La potenziale tossicità delle microplastiche è fondamentalmente dovuta agli additivi e ai monomeri inclusi nelle resine: fra tutti possiamo ricordare gli ftalati (genotossici), i bisfenoli ed i difenileteri polibromurati (disruttori endocrini). La maggior parte degli studi si è concentrata, ad oggi, sul monitoraggio e la presenza di microplastiche in tutte le matrici ambientali ed in tantissimi organismi, definendo le concentrazioni di particelle, la loro tipologia e la classe chimica indicante la provenienza. Fatto salvo il possibile danno di tipo meccanico indotto dalle microplastiche, gli studi di campo che dimostrino il trasferimento e gli effetti dei costituenti delle microplastiche sugli organismi non sono sufficienti a definire uno stato di allarme per il biota e la salute umana. L'aspetto che invece riveste attualmente maggiore interesse riguarda la capacità delle microplastiche di adsorbire efficacemente i contaminanti idrofobi dall'acqua a causa del loro rapporto area/volume relativamente grande e funzionare da potenziali concentratori di contaminanti. Le nanotecnologie, che hanno applicazione in molti settori produttivi, hanno immesso sul mercato numerosi prodotti e il loro numero è in continuo aumento: nanoparticelle (NP) per cosmetici, rivestimenti e vernici, tessuti indeformabili, articoli sportivi, "hard disks" con superfici nanostrutturate per registrazione dati ad altissima densità, microchips con dimensioni inferiori a 100 nm, elettronica "foldable". Di conseguenza il largo impiego incrementa il rischio di rilascio di questi materiali nell'ambiente ed il loro potenziale effetto sul biota sta diventando un aspetto importante per la ricerca scientifica in tema di inquinamento ambientale, compreso quello marino. Le nano dimensioni pongono il concreto rischio che questi materiali possano attraversare le membrane biologiche ed interagire direttamente con i sistemi

cellulari (Bour *et al.,* 2014); lo studio del comportamento di questi materiali in ambiente (stato di aggregazione, relazioni con il particolato e la sostanza organica) riveste un ruolo chiave nella comprensione dei meccanismi di internalizzazione e della tossicità. Tra i contaminanti emergenti, i farmaci e le sostanze per la cura personale (es. filtri solari, disinfettanti ed altro) sono uno dei gruppi più rilevanti di sostanze negli ecosistemi acquatici a causa dell'uso universale, delle loro proprietà chimico-fisiche e della modalità di azione sconosciuta negli organismi acquatici a basse concentrazioni. Dopo la somministrazione molti farmaci ed i loro prodotti di trasformazione, sversati nelle acque superficiali direttamente o dopo aver by-passato gli impianti di trattamento delle acque reflue, entrano quindi nell'ambiente acquatico in concentrazioni considerevoli ed arrivano al mare. Il consumo annuale di farmaci nel trattamento di malattie umane e animali è stato stimato in migliaia di tonnellate in tutto il mondo (WHO/UNEP, 2013). Ciò ha portato a concentrazioni elevate nelle acque di superficie. Si possono prevedere effetti cronici quando gli organismi acquatici sono esposti a lungo termine a composti persistenti. Gli aspetti di bioconcentrazione, bioaccumulo e potenziale biomagnificazione negli ecosistemi marini sono poco conosciuti non solo per la maggior parte delle sostanze farmaceutiche, ma anche di quelle per la cura personale. Sono necessarie valutazioni più complete per la valutazione dei rischi ambientali e per la salute umana (Zenker *et al.,* 2014). La produzione di rumore in ambiente marino è in costante aumento proporzionalmente all'incremento delle attività umane anche in ambienti remoti o sotto regime di protezione. Il rumore in mare deriva principalmente dalle attività di *shipping* sia commerciale che ricreativo, unitamente ad altre attività riguardanti la ricerca e la produzione di fonti energetiche quali uso di battipali per installazioni, trivellazioni, cannoni per la ricerca sonar (McDonald *et al.,* 2006). Conseguentemente il rumore di origine antropica sta cambiando il panorama acustico naturale in diverse aree del globo e sicuramente rappresenta una reale nuova sfida da affrontare per gli organismi (Simpson *et al.,* 2015). Studi recenti hanno dimostrato effetti a differenti livelli (da individuo a comunità) in numerosi taxa animali (Normandeau Associates, 2012), da invertebrati a cetacei (i più studiati); l'incremento o la modificazione delle frequenze sonore possono agire come fattore di stress generalizzato, come fattore distraente l'organismo dai compiti principali (es. comportamento anti-predatorio) oppure come fattore mascherante altri segnali acustici di vitale importanza per gli organismi (Morley *at al.,* 2014; Radford *et al.,* 2014). Per questo motivo il rumore di origine antropica è stato riconosciuto a livello internazionale un fattore di inquinamento che deve essere monitorato e contenuto, essendo ad esempio incluso all'interno del "*US National Environment Policy Act*" e della "*Marine Strategy Framework Directive*", oltre ad essere presente nell'agenda del "*Marine Environmental Protection Committee*" dell'IMO (*International Maritime Organisation*). L'inquinamento luminoso è globalmente diffuso in ambiente marino, specialmente nelle zone costiere, ed è in grado di alterare i colori naturali, i cicli e l'intensità della naturale luce notturna, aspetti di grande importanza biologica che sono alla base di una grande varietà di processi fisiologici e comportamentali (Davies *et al.,* 2014). Effetti dovuti all'alterazione della radiazione luminosa notturna conosciuti e potenziali includono la navigazione, la riproduzione ed il reclutamento, le interazioni preda-predatore e la comunicazione in un grande numero di organismi. Alla luce degli esempi riportati, una delle grandi sfide che devono essere affrontate nel monitoraggio dell'inquinamento marino è rappresentata dalla necessità di dare risposte integrate che possano essere utilizzate a livello sociale e politico, in termini di regolamenti, limitazioni e politiche di protezione dell'ambiente e della salute umana, all'interno di un contesto di sostenibilità.

Bibliografia

ANBUMANI S., KAKKAR P. (2018) - Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. *Environ. Sci. Pollut. R.*, **25** (15): 14373-14396.

BOUR A., MOUCHET F., SILVESTRE J., GAUTHIER L., PINELLI E. (2014) - Environmentally relevant approaches to assess nanoparticles ecotoxicity: a review. *J. Hazard. Mater.*, **283**: 764-777.

DAHMS H.-U., LEE J.-S. (2010) - UV radiation in marine ectotherms: molecular effects and responses. *Aquat. Toxicol.*, **97** (1): 3-14.

DAVIES T.W., DUFFY J.P., BENNIE J., GASTON K.J. (2014) - The nature, extent, and ecological implications of marine light pollution. *Front. Ecol. Environ.*, **12** (6): 347-355.

McDONALD M.A., HILDEBRAND J.A., WIGGINS S.M. (2006) - Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific west of San Nicolas Island, California. *J. Acoust. Soc. Am.*, **120** (2): 711-718.

MICHALEC F.-G., HOLZNER M., MENU D., HWANG J.-S., SOUISSI S. (2013) - Behavioral responses of the estuarine calanoid copepod *Eurytemora affinis* to sub-lethal concentrations of waterborne pollutants. *Aquat. Toxicol.*, **138-139**: 129-138.

MORLEY E.L., JONES G., RADFORD A.N. (2014) - The importance of invertebrates when considering the impacts of anthropogenic noise. *Proc. R. Soc. B*, **281** (1776): 20132683.

NORMANDEAU ASSOCIATES (2012) - Effects of noise on fish, fisheries, and invertebrates in the U.S. Atlantic and Arctic from energy industry sound-generating activities. A workshop report for the U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. Contract M11PC00031: 72 pp. + Appendices.

RADFORD A.N., KERRIDGE E., SIMPSON S.D. (2014) - Acoustic communication in a noisy world: can fish compete with anthropogenic noise? *Behav. Ecol.*, **25** (5): 1022-1030.

ROCHMAN C.M. (2018) - Microplastics research - from sink to source. *Science*, **360** (6384): 28-29.

SIMPSON S.D., PURSER J., RADFORD A.N. (2015) - Anthropogenic noise compromises antipredator behaviour in European eels. *Global Change Biol.*, **21** (2): 586-593.

SWEET B. (2013) - Global CO_2 concentration reaches 400 parts per million. IEEE Spectrum. Available at: https://spectrum.ieee.org/energywise/energy/environment/global-co2-reaches-400-ppm.

WHO/UNEP (2013) - *State of the science of endocrine disrupting chemicals - 2012. An assessment of the state of the science of endocrine disruptors prepared by a group of experts for the United Nations Environment Programme and World Health Organization*. Bergman Å., Heindel J.J., Jobling S., Kidd K.A., Zoeller R.T. (eds): 296 pp. Available at: https://www.who.int/ceh/publications/endocrine/en.

ZENKER A., CICERO M.R., PRESTINACI F., BOTTONI P., CARERE M. (2014) - Bioaccumulation and biomagnification potential of pharmaceuticals with a focus to the aquatic environment. *J. Environ. Manage.*, **133**: 378-387.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 45-48

M. Bernardi[1], M. Battuello[1,2], G. Di Muzio[1], R. Mussat Sartor[1,2], N. Nurra[1,2], D. Pessani[1], P. Cervella[1]

[1]Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Università di Torino, Via Accademia Albertina, 13 - 10123 Torino, Italia.
[2]Pelagosphera Soc. Coop., Via U. Cosmo, 17 bis - 10132 Torino, Italia.
nicola.nurra@unito.it

NUOVE EVIDENZE APPLICATIVE DEL DNA *BARCODING* PER GLI STADI LARVALI DEI CROSTACEI DECAPODI

NEW APPLIED EVIDENCES FOR DNA BARCODING CONCERNING LARVAL STAGES OF CRUSTACEAN DECAPODS

Abstract - *Up to now the identification of Crustacean Decapods larval stages was based on specimen's morphology; nevertheless, the incompleteness or the lack of morphological descriptions prevent the correct identification of planktonic larvae. Today the molecular methodology of DNA barcoding provides a tool to overcome the hurdle. This research represents an attempt to complete the morphological approach with the molecular one, in order to solve the problems regarding Decapod planktonic stages identification.*

Key-words: *taxonomy, morphological characters, DNA barcoding, Mediterranean Sea.*

Introduzione - La ricerca zoologica in campo tassonomico-morfologico, a partire dagli inizi del secolo attuale, è stata implementata attraverso l'approccio genetico-molecolare. Tra le tecniche più utilizzate figura il DNA *barcoding* (Hebert *et al.,* 2003). La metodologia prevede di poter discriminare un organismo da un altro, fino al livello di sottospecie, grazie alle differenze nucleotidiche di specifici *loci* genici ortologhi altamente conservati tra i vari *taxa*. L'innovativo metodo del DNA *barcoding* si configura come tecnica complementare e non sostitutiva del tradizionale riconoscimento morfologico operato sugli organismi dallo zoologo-tassonomo, professione che, nonostante il prezioso e imprescindibile contributo alla conoscenza, si sta progressivamente perdendo (Di Muzio *et al.,* 2018) anche perché legata all'estenuante lavoro di percezione delle minime differenze morfologiche. L'identificazione specifica delle larve di decapodi prevede, infatti, il disegno e la descrizione delle caratteristiche morfologiche del corpo e delle 17 paia di appendici, oltreché la possibilità di confronto con la letteratura eventualmente esistente. Inoltre, le attuali chiavi di identificazione, basate solo sulla morfologia, non sempre risultano esaustive: alcuni casi di identificazione specifica rivelano infatti la necessità di indagini supplementari. Di recente, risultati ottenuti utilizzando DNA mitocondriale, più efficace per ridotte dimensioni, assenza di sequenze non codificanti, condizione monoploide e basso tasso di ricombinazione (Saccone *et al.,* 1999), si sono rivelati particolarmente promettenti nel riconoscimento specifico di stadi larvali di crostacei decapodi. Questo studio si propone di analizzare con i due metodi sopra detti stadi larvali (zoea e megalopa) di decapodi provenienti dal settore biogeografico 1 (Mar Ligure) dei mari italiani.

Materiali e metodi - Le analisi morfologiche di esemplari larvali di decapodi effettuate mediante stereomicroscopio e utilizzando chiavi dicotomiche di identificazione specifica (Pike e Williamson, 1958; Barnich, 1996; Pessani *et al.*, 1998, 2004; Martin, 2000; dos Santos e González-Gordillo, 2004), sono state condotte su un campione zooplanctonico raccolto nel Mar Ligure sudorientale e conservato in etanolo al 70% al fine di mantenere l'integrità del genoma. Sugli esemplari che presentavano incertezze tassonomiche a livello specifico è stata effettuata l'analisi di tassonomia molecolare presso il laboratorio di genetica

molecolare dell'Università di Torino. Il campione ha subito un trattamento iniziale con l'enzima endopeptidasico Proteinasi K e resina a scambio ionico Chelex (Chen *et al.,* 2010; Casquet *et al.,* 2012). Le aliquote, al fine di estrarre il DNA con maggiore precisione, sono state valutate in base alla dimensione di ogni organismo. Le sequenze di interesse, corrispondenti al gene mitocondriale COI, che codifica per la citocromo *c* ossidasi I (Hebert *et al.,* 2003) sono state amplificate mediante PCR (protocollo *Plankt*) e separate tramite elettroforesi su gel di agarosio; le bande di interesse corrispondono a una taglia di 750 paia di basi circa. Il volume complessivo di prodotto destinato al sequenziamento, secondo protocollo, è di 15 µl. Il sequenziamento conclusivo è stato ottenuto con la metodologia di Sanger (Sanger *et al.,* 1977). I risultati sono stati sottoposti a verifica statistica con l'algoritmo euristico BLAST, che confronta le sequenze nucleotidiche ottenute con quelle già depositate presso l'archivio *GenBank*, in modo da calcolare il livello di corrispondenza da un punto di vista probabilistico e di raggiungere il grado più elevato possibile di identità del campione al quale la sequenza corrisponde (Karlin e Altschul, 1990). L'archivio BOLD si avvale invece dell'algoritmo BIE (*Bold Identification Engine*).

Risultati - Le analisi morfologiche e molecolari hanno coinvolto 106 esemplari di larve di decapodi, dei quali sono segnalati i casi più significativi (Tab. 1). Il sequenziamento del DNA ha consentito di dirimere alcune incertezze tassonomiche emerse durante il riconoscimento morfologico e legate a larve in differente stadio di sviluppo. Le analisi molecolari hanno permesso di identificare con certezza esemplari allo stadio di megalopa assegnati morfologicamente al genere *Pirimela* (Montagu, 1808) e rivelatesi invece appartenenti alla famiglia Polybiidae e al genere *Liocarcinus* (Stimpson, 1871), identificando due specie: *L. vernalis* (Risso, 1827) e *L. maculatus* (Risso, 1827) con percentuale di sovrapposizione della sequenza presente nel database pari al 99% e una terza specie, *L. zariquiey* (Gordon, 1968) con sovrapposizione del 98%. Si tratta per tutte e tre le specie di prime segnalazioni della loro presenza nell'area di studio. Un altro risultato riguarda gli stadi larvali (zoea I e II) di un brachiuro al quale con l'indagine morfologica è stata attribuita l'appartenenza alla famiglia Palicidae, ma del quale non si è raggiunta la determinazione specifica per mancanza di dati bibliografici di riferimento. Le analisi molecolari hanno confermato trattarsi di esemplari di Palicidae, in particolare di *Palicus caronii* (Roux, 1828) specie rara per il Mar Mediterraneo e della quale non sono mai stati descritti gli stadi larvali. La corrispondenza delle sequenze relative all'individuo adulto è del 99% (dati Prof. Cuesta, CSIC). Sarà possibile, sulla base di questo risultato, descrivere, per la prima volta, la morfologia degli stadi larvali di questo brachiuro (Di Muzio *et al.,* 2019). La tecnica del DNA *barcoding* può talvolta non essere risolutiva come dimostrato per esemplari di larve appartenenti ai caridei del genere *Palaemon* (Weber, 1795). Per nessuno degli organismi osservati è stato possibile giungere all'identificazione specifica certa. In base alle sequenze depositate nelle banche dati BOLD e *GenBank* gli esemplari sono riferibili a *Palaemon adspersus* (Rathke, 1837); tuttavia le percentuali di corrispondenza sono inferiori al 90% e di conseguenza non consentono di affermare con certezza che si tratti di questa specie. Il risultato, in questo caso, può essere accettato solo in relazione al genere. Altri risultati raggiunti attraverso questo studio sono le nuove segnalazioni di specie per il settore biogeografico 1 del dendrobranchiato *Gennadas brevirostris* (Bouvier, 1905) e dello xantide *Xantho hydrophilus* (Herbst, 1740). Nel complesso l'indagine morfologica e la complementare analisi genetica hanno consentito di implementare la *checklist* dei crostacei decapodi di questo settore biogeografico con sei nuove segnalazioni.

Tab. 1 - Confronto tra metodologie e corrispondenze % con gli archivi di *barcoding* mediante algoritmi Euristici.
Comparison among methodologies and correspondences % with the barcoding archives, by means of Euristic algorithms.

TAXA	ANALISI MORFOLOGICA	ANALISI GENETICA	%
ACHELATA	*Palinurus elephas* (phyllosoma)	*Scyllarus arctus*	98-99%
ANOMURA	*Porcellana platycheles*	*Pisidia longicornis*	86%
	Galathea spp.	*Galathea dispersa*	100%
	Anapagurus spp.	*Anapagurus laevis*	97-99%
		Anapagurus breviaculeatus	97-99%
	Clibanarius erithropus	*Clibanarius erithropus*	99%
	Galathea squamifera	*Galathea squamifera*	98%
BRACHYURA	*Pirimela denticulata*	*Liocarcinus vernalis*	99-100%
		Liocarcinus maculatus	99%
		Liocarcinus zariquieyi	98-99%
	Xantho granulicarpus	*Xantho hydrophilus*	98-99%
	Ebalia spp.	*Ebalia tuberosa*	99-100%
		Ebalia cranchii	99%
	Maja brachydactyla	*Maja crispata*	99%
	Palicus spp.	*Palicus caronii* (dati Prof. Cuesta, CSIC)	99%
	Eurynome spp.	*Eurynome aspera* (GENBank)	91-99%
		Eurynome spinosa (BOLD)	99%
CARIDEA	*Processa* spp.	*Processa nouveli holthuisi*	98%
	Palaemon spp.	*Palaemon adspersus*	88%
	Acanthephyra spp.	*Processa nouveli*	90%
	Lysmata spp.	*Chlorotocus crassicornis*	99%
	Alpheus glaber	*Alpheus glaber*	96%
DENDROBRANCHIATA	*Lucifer typus*	*Lucifer typus*	99%
	Sergia robusta	*Sergia robusta*	99%
	Eusergestes arcticus	*Eusergestes arcticus*	99%
	Gennadas elegans	*Gennadas brevirostris*	99%
GEBIIDEA	*Upogebia* spp.	*Upogebia deltaura*	99%

Conclusioni - I risultati dimostrano che le analisi genetico-molecolari sono in grado di fornire, soprattutto in studi condotti su stadi larvali di crostacei decapodi, un contributo determinante, sebbene non del tutto esaustivo, al riconoscimento specifico. La metodica, dalle grandi potenzialità, necessita in ogni caso di una robusta conoscenza tassonomica in quanto è essenziale, per il positivo esito dei risultati, la costituzione di database attendibili che riducano possibili dubbi riguardo la determinazione della sequenza della specie depositata. Ogni autore

dovrebbe corredare l'identificazione specifica con le referenze bibliografiche utilizzate (Vink *et al.,* 2012) per permettere successivi confronti o per verificare l'attendibilità del metodo. Sono numerosi i possibili ambiti applicativi nei quali il *barcoding* può essere impiegato: dall'individuazione precoce di specie invasive già allo stadio larvale, alla segnalazione della presenza di specie di particolare interesse conservazionistico, come *Scyllarus arctus* (Linnaeus, 1758) specie rinvenuta nella presente ricerca in due esemplari allo stadio di zoea (phyllosoma). Questo studio, attualmente ancora in corso, ha dunque dimostrato come valutazione morfologica del tassonomo e validazione genetica siano tecniche complementari, entrambe finalizzate a migliorare le conoscenze sugli stadi larvali planctonici dei crostacei decapodi nonché a implementare il patrimonio della biodiversità dei nostri mari.

Questo lavoro è dedicato al collega e amico Piero Cervella, coautore per l'analisi genetica, improvvisamente scomparso durante la scrittura del testo.

Bibliografia

BARNICH R. (1996) - *The larvae of the Crustacea Decapoda* (*excl. Brachyura*) *in the plankton of the French Mediterranean coast: identification keys and systematic review.* Cuvillier Verlag, Göttingen: 189 pp.

CASQUET J., THEBAUD C., GILLESPIE R.G. (2012) - Chelex without boiling, a rapid and easy technique to obtain stable amplifiable DNA from small amounts of ethanol-stored spiders. *Mol. Ecol. Resour.*, **12** (1): 136-141.

CHEN H., RANGASAMY M., TAN S.Y., WANG H., SIEGFRIED B.D. (2010) - Evaluation of five methods for total DNA extraction from western corn rootworm beetles. *PLoS ONE*, **5** (8): e11963.

DI MUZIO G., BATTUELLO M., MUSSAT SARTOR R., NURRA N., PESSANI D. (2018) - The dying art of naming. Riassunti 79° Congresso Unione Zoologica Italiana. Lecce, 25-28 settembre 2018: 55.

DI MUZIO G., MUSSAT SARTOR R., NURRA N., BATTUELLO M., PESSANI D., CERVELLA P., CUESTA J.A. (2019) - Morphology of planktonic zoeal stages of *Palicus caronii* (Decapoda, Brachyura), identified by DNA barcoding, provides novelties to Palicoidea larval systematics. *Sci. Rep.*, 9: 19132.

dos SANTOS A., GONZÁLEZ-GORDILLO J.I. (2004) - Illustrated keys for the identification of the Pleocyemata (Crustacea: Decapoda) zoeal stages, from the coastal region of south-western Europe. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.*, **84** (1): 205-227.

HEBERT P.D.N., CYWINSKA A., BALL S.L., deWAARD J.R. (2003) - Biological identifications through DNA barcodes. *Proc. R. Soc. Lond. B*, **270** (1512): 313-321.

KARLIN S., ALTSCHUL S.F. (1990) - Methods for assessing the statistical significance of molecular sequence features by using general scoring schemes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **87** (6): 2264-2268.

MARTIN J. (2000) - *Les larves de crustacés décapodes de côtes françaises de la Manche. Identification, période, abundance*. IFREMER, Brest: 174 pp.

PESSANI D., BURRI R., SALTON L. (1998) - A key for the identification of the known larval stages of the Mediterranean Brachyura. *Invertebr. Reprod. Dev.*, **33** (2-3): 191-199.

PESSANI D., TIRELLI T., FLAGELLA S. (2004) - Key for the identification of Mediterranean brachyuran megalopae. *Mediterr. Mar. Sci.*, **5** (2): 53-64.

PIKE R.B., WILLIAMSON D.I. (1958) - *Crustacea Decapoda: larvae. XI. Paguridea, Coenobitidea, Dromiidea, and Homolidea*. Zooplankton Sheet, 81. Conseil International pour l'exploration de la mer: 1-9.

SACCONE C., DE GIORGI C., GISSI C., PESOLE G., REYES A. (1999) - Evolutionary genomics in Metazoa: the mitochondrial DNA as a model system. *Gene*, **238** (1): 195-209.

SANGER F., NICKLEN S., COULSON A.R. (1977) - DNA sequencing with chain-terminating inhibitors. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **74** (12): 5463-5467.

VINK C.J., PAQUIN P., CRUICKSHANK R.H. (2012) - Taxonomy and irreproducible biological science. *BioScience*, **62** (5): 451-452.

Si ringrazia il Ministero della Salute per aver supportato finanziariamente questa ricerca (Progetto n. 14c14).

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 49-52

M. Canessa, G. Bavestrello, M. Bo, E. Trainito[1], P. Panzalis[2], A. Navone[2], F. Betti, R. Cattaneo-Vietti

Dipartimento di Scienze della Terra dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
marti.canessa@gmail.com
[1]Villaggio i Fari, Porto San Paolo (OT), Italia.
[2]AMP Tavolara Punta Coda Cavallo, Olbia (OT), Italia.

DIFFERENZE STRUTTURALI NELLE COMUNITÀ CORALLIGENE INSEDIATE SU ROCCE CARBONATICHE E GRANITICHE DELL'AMP TAVOLARA PUNTA CODA CAVALLO (SARDEGNA NORD-ORIENTALE)

STRUCTURAL DIFFERENCES IN THE CORALLIGENOUS ASSEMBLAGES SETTLED ON CARBONATIC AND GRANITIC ROCKS INSIDE THE TAVOLARA PUNTA CODA CAVALLO MPA (NORTH-EASTERN SARDINIA)

Abstract - *Structural differences in terms of richness of macrobenthic sessile species occurring in the coralligenous assemblages set on carbonatic and granitic rocks inside the Tavolara Punta Coda Cavallo MPA, were studied using image analysis. 20 photos were taken in each of the 12 sites characterized by different lithology at comparable depth (30-50 m). From the image analysis, specific richness in each site resulted high, being made up mainly by sponges and cnidarians, beyond an important algal fraction. Correspondence analysis highlighted differences due to lithology. Populations of erected/structuring species were generally abundant in all the photographic samples, but the basal layer, mainly comprised of algal species showed important differences. In general, carbonatic substrates proved to be more suitable for the development of a thick coralligenous algal layer. The animal components seemed to be less influenced by lithology.*

Key-words: *coralligenous assemblages, Tavolara Punta Coda Cavallo MPA, biomineralogy, image analysis.*

Introduzione - Fra le diverse biocostruzioni presenti in Mediterraneo, il coralligeno è il risultato di una lunga e cospicua deposizione pluristratificata di diverse specie di alghe rodoficee (*Lithophyllum*, *Lithothamnion*, *Mesophyllum*, *Neogoniolithon*) e di scheletri di animali sessili, i cui resti permangono a lungo *in situ* dopo la morte degli organismi. Si formano così, nel tempo, ambienti complessi ed eterogenei, ricchi d'anfratti e cavità che costituiscono il substrato ideale per l'insediamento e la crescita di molti altri organismi strutturanti ed eretti quali spugne, briozoi, madreporari e gorgonie (Ballesteros, 2006). Tra le diverse variabili che determinano la struttura e le dinamiche di queste comunità non è mai stato approfondito il possibile ruolo delle caratteristiche mineralogiche del substrato (Cerrano *et al*., 1999; Cattaneo-Vietti *et al*., 2002). L'AMP Tavolara Punta Coda Cavallo (Sardegna Nord-Orientale) ospita importanti ambienti coralligeni che ricoprono una superficie valutabile in 97,2 ha, ovvero lo 0,6% del totale dell'area dell'AMP stessa, stimabile in 15.280 ha (Navone e Bianchi, 1992; Panzalis *et al*., 2009; Rovere *et al*., 2013; ANDROMEDE, 2016). Tali popolamenti presenti in una limitata estensione spaziale si sviluppano lungo falesie carbonatiche nonché su affioramenti granitici a profondità comprese tra i 20 e i 90 m (Bianchi *et al*., 2007, 2010; Vassallo *et al*., 2018). Pertanto, i fondali dell'AMP risultano ideali per studiare il diverso effetto della composizione mineralogica dei substrati sui popolamenti bentonici di substrato duro. Scopo di questo lavoro è stato verificare l'esistenza di possibili differenze nella struttura delle comunità coralligene dell'AMP di Tavolara in rapporto alle due principali litologie del substrato presenti.

Materiali e metodi - Allo scopo di studiare la struttura delle comunità coralligene in termini di presenza/assenza di specie sessili all'interno della AMP Tavolara sono stati individuati 12 siti, 6 a substrato carbonatico (Papa1, Papa2, Secca del Papa, Tegghja Liscia, Occhio di Dio, Picchi della Mandria) e 6 caratterizzati da substrati granitici (New27, New41, New104, Secca della Mandria, Secca Gerard, Secca dell'Angelo). In ciascun sito sono state scattate 20 fotografie, per un totale di 240 immagini, ottenute mediante fotocamera Sony A6000, 24 megapixel, con illuminatori video 2×5000 lumen, temperatura colore 5000°K e 2 flash Inon S2000, temperatura colore 5000°K; ottica Sony 16-50 a focale 16; custodia subacquea Sea & Sea MDX-a6000 con oblò piano. L'Analisi della Varianza (ANOVA) e l'Analisi delle Componenti Principali (PCA) sono state applicate per verificare possibili differenze o affinità tra i siti considerati, mediante PAleontological STatistics, Versione 3.17.

Risultati - In generale, nel range batimetrico 30-50 m, il numero totale di specie osservate è stato di 140 con i taxa più ricchi rappresentati da macroalghe (31 specie), poriferi (50 specie) e cnidari (15 specie). Per questi tre taxa, dal punto di vista percentuale, il numero di specie presenti esclusivamente sui substrati granitici è risultato sempre inferiore rispetto a quelle esclusive dei substrati granitici. Questo andamento è particolarmente evidente per le macroalghe (Fig. 1).

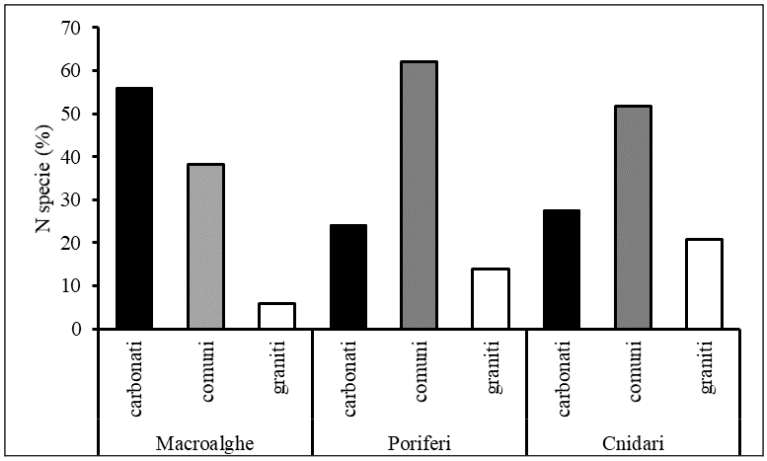
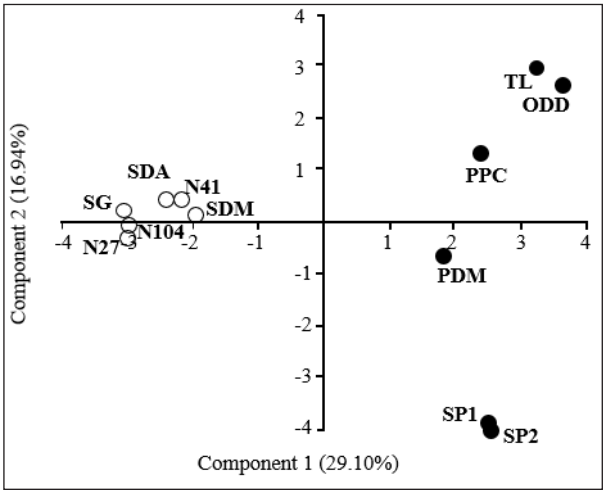


Fig. 1 - Valori percentuali del numero di specie (macroalghe, poriferi, cnidari) presenti esclusivamente sui carbonati, sui graniti ed in comune tra le due tipologie di substrato analizzate.

Percentage values of the number of species (macroalgae, sponges, cnidarians) present exclusively on carbonates, on granites and in common between the two types of analyzed substrate.

In particolare, il coralligeno presente sulle falesie carbonatiche (Isola di Tavolara e Secche del Papa) mostra strutture aggettanti che formano cornici di notevole spessore ed è caratterizzato dall'associazione vegetale *Lithophyllo-Halimedetum tunae*, a sua volta accompagnata da altre specie biocostruttrici (*Lithothamnion*, *Mesophyllum*, *Neogoniolithon*). Per quanto concerne la frazione animale, sono state individuate diverse *facies* ed in particolare quelle a gorgonie [*Eunicella cavolini* (Koch, 1887), *E. singularis* (Esper, 1791), *E. verrucosa* (Pallas, 1766), *Paramuricea clavata* (Risso, 1826)], a spugne massive [*Spongia lamella* (Schulze, 1879), *Sarcotragus foetidus* Schmidt, 1862, *Axinella polypoides* Schmidt, 1862], a briozoi eretti [*Pentapora fascialis* (Pallas,

1766), *Schizomavella mamillata* (Hincks, 1880), *Myriapora truncata* (Pallas, 1766)], oltre che quella caratterizzata dal madreporario solitario *Leptopsammia pruvoti* Lacaze-Duthiers, 1897. Alla base delle falesie (30-40 m), si sviluppa un coralligeno sub-pianeggiante, spesso caratterizzato dalla *facies* a *P. clavata*. A partire dai 45 m di profondità la concrezione algale diventa sempre più scarsa, con un ambiente caratterizzato dalla presenza della gorgonia *P. clavata* nonché da grandi spugne massive, tra cui *S. lamella* e *S. foetidus.* I substrati granitici, che caratterizzano le rocce e le secche sotto costa, sono spesso dominati da cystoseireti [*Cystoseira zosteroides* (Turner) C. Agardh, 1821]. Più in profondità, tra 35 e 50 m, i substrati granitici, emergenti del Canale di Tavolara (*inselberg* e *tor*), ospitano popolamenti coralligeni che si differenziano da quelli insediati su rocce carbonatiche per un minore sviluppo dello strato inferiore ad alghe corallinacee incrostanti, pur essendo accompagnati da uno strato elevato in genere costituito dalle gorgonie *E. cavolini* e più in profondità da *P. clavata.* Confrontando i siti sulla base delle due tipologie di substrato, l'analisi delle componenti principali (PCA) mostra una marcata separazione, lungo il primo asse, tra siti carbonatici e granitici (Fig. 2).



Papa1, SP1; Papa2, SP2; Secca del Papa, PPC; Tegghja Liscia, TL; Occhio di Dio, ODD; Picchi della Mandria, PDM; New27, N27; New41, N41; New104, N104; Secca della Mandria, SDM; Secca Gerard, SG; Secca dell'Angelo, SDA.

Fig. 2 - Analisi delle componenti principali (PCA) per i siti considerati. I popolamenti coralligeni insediati su substrati carbonatici (punti neri) e granitici (punti bianchi) risultano nettamente separati e i secondi appaiono più omogenei tra loro.
Principal Component Analysis (PCA) for the investigated sites. Coralligenous assemblages set on carbonatic (black spots) and granitic (white spots) substrates appeared separated and the latter ones were more homogeneous among them.

Conclusioni - Il numero di specie presente nei coralligeni dell'AMP Tavolara risulta elevato, con popolamenti sito-specifici ben strutturati e ad elevata tridimensionalità, benché gli ambienti granitici risultino più poveri e meno differenziati rispetto a quelli carbonatici. In particolare, la componente algale è presente in maniera significativamente più abbondante sui substrati calcarei dell'Isola di Tavolara (ANOVA p=0,0002), mentre lo sviluppo dello strato basale algale sui substrati granitici è apparso meno significativo, anche in termini di spessore. In ultimo, i siti

dell'area attorno la Secca del Papa (SP1 e SP2), con la loro elevata ricchezza specifica, si differenziano marcatamente da tutti gli altri. In conclusione, la mineralogia del substrato pare giocare un ruolo primario nel condizionare i popolamenti bentonici di fondo duro, selezionando soprattutto la presenza delle macroalghe, nonché la loro frequenza di insediamento.

Bibliografia

ANDROMEDE (2016) - *Inventaire et cartographie des assemblages coralligènes de l'Aire Marine Protégée de Tavolara - Punta Coda Cavallo, Sardaigne (Italie). Initiative pour les Petites Iles de Méditerranée*. Andromède Océanologie/Agence de l'Eau: 1-100.

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

BIANCHI C.N., CATTANEO-VIETTI R., MORRI C., NAVONE A., PANZALIS P., ORRÙ P. (2007) - Il coralligeno dell'Area Marina Protetta di Tavolara Punta Coda Cavallo (Sardegna Nord-orientale). *Biol. Mar. Mediterr.*, **14** (2): 148-149.

BIANCHI C.N., MORRI C., NAVONE A. (2010) - I popolamenti delle scogliere rocciose sommerse dell'Area Marina Protetta di Tavolara Punta Coda Cavallo (Sardegna nord-orientale). *Sci. Rep. Port-Cros Ntl. Park Fr.*, **24**: 39-85.

CATTANEO-VIETTI R., ALBERTELLI G., BAVESTRELLO G., BIANCHI C.N., CERRANO C., CHIANTORE M., GAGGERO L., MORRI C., SCHIAPARELLI S. (2002) - Can rock composition affect sublittoral epibenthic communities? *PSZNI Mar. Ecol.*, **23** (Suppl. 1): 65-77.

CERRANO C., ARILLO A., BAVESTRELLO G., BENATTI U., CALCINAI B., CATTANEO-VIETTI R., CORTESOGNO L., GAGGERO L., GIOVINE M., PUCE S., SARÀ M. (1999) - Organism-quartz interactions in structuring benthic communities: towards a marine bio-mineralogy? *Ecol. Lett.*, **2**: 1-3.

NAVONE A., BIANCHI C.N. (1992) - *Riserva Marina di Tavolara Capo Coda Cavallo (Sardegna NE). Carta bionomica dei fondi marini*.

PANZALIS P., NAVONE A., BIANCHI C.N., CATTANEO-VIETTI R., MORRI C., ORRÙ P. (2009) - Coralligenous formations in the Marine Protected Area of Tavolara Punta Coda Cavallo (NE Sardinia, Italy). 1st Symposium on Mediterranean coralligenous. Tabarca (Spain), 15-16 Jan 2009.

ROVERE A., FERRARIS F., PARRAVICINI V., NAVONE A., MORRI C., BIANCHI C.N. (2013) - Characterization and evaluation of a marine protected area: 'Tavolara-Punta Coda Cavallo' (Sardinia, NW Mediterranean). *J. Maps*, **9** (2): 279-288.

VASSALLO P., BIANCHI C.N., PAOLI C., HOLON F., NAVONE A., BAVESTRELLO G., CATTANEO-VIETTI R., MORRI C. (2018) - A predictive approach to benthic marine habitat mapping: efficacy and management implications. *Mar. Pollut. Bull.*, **131**: 218-232.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 53-56

M. Del Pasqua, J. Borghese, D. Arduini, M. Licciano, A. Giangrande

Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche ed Ambientali, Università del Salento,
Via provinciale Lecce-Monteroni - 73100 Lecce, Italy.
michela.delpasqua@unisalento.it

EX ANTE MONITORING ASSESSMENT OF AN AQUACULTURE PLANT WITHIN THE PROJECT REMEDIA LIFE: THE ROLE OF POLYCHAETES AS INDICATORS

MONITORAGGIO EX ANTE *DI UN IMPIANTO DI ACQUACOLTURA NELL'AMBITO DEL PROGETTO REMEDIALIFE: RUOLO DEI POLICHETI COME INDICATORI*

Abstract - *We reports the results of a monitoring assessment of the ecological status of the marine environment near an aquaculture plant located in the Mar Grande of Taranto (Ionian Sea), as part of the REMEDIA Life project. The evaluation of the environmental quality was defined through the analysis of the polychaete component of the macrobenthic community and the successive estimate of AMBI and M-AMBI indices. Our findings confirm that the benthic compartment is indicative of the whole system, and that polychaetes alone are excellent indicators of the ecological status of the marine ecosystem investigated.*

Key-words: *polychaetes, benthic indices, Mediterranean, aquaculture system.*

Introduction - The REMEDIA (REmediation of the Marine Environment and Development of Innovative Aquaculture) Life project deals with sustainable aquaculture by analyzing the performance of an Integrated Multitrophic Aquaculture (IMTA) system located in a confined environment and using bioremediator organisms such as sponges, polychaetes, molluscs, and macroalgae, whose biomass can be a valuable by product through the realization of an innovative feed, the extraction of bioactive compounds and the employment of polychaetes biomass in fishing and aquariophily activities. The present study is the first step in the realization of the project, as it is focused on the evaluation of the ecological status of the environment near the aquaculture plant before the placement of the bioremediator's structures, that is fundamental to determine the success of the proposed IMTA system in terms of biorimediation effect. For this purpose, an environmental monitoring program was planned before and after the bioremediatory action. Although the monitoring includes both water column and sediments, here we report the results of the macrobenthic component analysis, with a focus on the polychaete assemblages. It is well known that macrobenthic species are often used as biological indicators of polluted environments (Carvalho *et al*., 2006), and have been utilized to develop several indices for environmental impact assessment of marine aquaculture (Aguado-Giménez *et al*., 2007; Borja *et al*., 2009; Karakassis *et al*., 2013). Among all the macrobenthic groups, polychaetes are remarkably well represented and their identification represents a useful tool to detect changes in the benthos (Giangrande *et al*., 2005), especially from fish farming activities (Lampadariou *et al*., 2005; Martinez-Garcia *et al*., 2013).

Materials and methods - The aquaculture plant is located in a confined area of the Mar Grande of Taranto and consists of 13 cages (Fig. 1). Two distinct areas were sampled within the aquaculture system: site A, including samples A6 and A3 and site B, including samples B6 and B3 (Fig. 1). In both areas two annual surveys were planned: winter survey was conducted in March 2018, while summer survey in

July 2018. Soft bottom samples were collected using a manual Van Veen grab and three replicates were taken for each sampling station, for a total of 24 samples, 12 during the summer survey and 12 during the winter one. The depth under the cages was approximately 15 m all around the areas. Two different indices namely AMBI and M-AMBI (Borja *et al*., 2009), were applied to define the environmental quality.

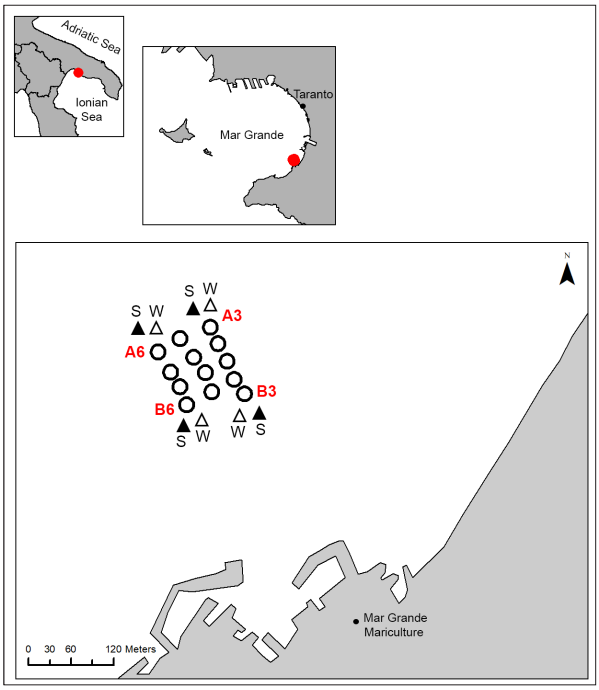


Fig. 1 - Map of the study area in the Mar Grande of Taranto. A3, A6, B3, B6: sampling sites. △ representation of one replicate samples collected in winter survey; ▲ representation of one replicate samples collected in summer.

Mappa relativa all'area di studio nel Mar Grande di Taranto. A3, A6, B3, B6: siti di campionamento. △ campioni prelevati nel monitoraggio invernale relativi ad una replica; ▲ campioni prelevati in estate relativi ad una replica.

Results and conclusions - As a whole, a total of 131 taxa were identified in the macrobenthic samples. Polychaetes were the most abundant taxon with 97 species, followed by molluscs with 17 species. The macrobenthic community analyzed is that typical of confined environments characterized by high organic content, as shown by the massive presence of polychaetes such as *Capitella capitata* (Fabricius, 1780), *Malacoceros fuliginosus* (Claparède, 1868), *Heteromastus filiformis* (Claparède, 1864) and *Gallardonereis iberica* Martins, Carrera-Parra, Quintino & Rodrigues, 2012, but also the mollusc *Corbula gibba* (Olivi, 1792) that is an indicator of sediment instability. Other well represented polychaete groups were Cirratulidae and Spioniidae. The species *C. capitata* showed the highest number of individuals, especially in winter samples, and was particularly abundant in site A3. The presence of this opportunistic species, indicative of high organic load, in site A3 emphasizes the high organic enrichment present in this site compared to the other analyzed stations. Both species richness and especially abundance were higher in winter (Fig. 2), however abundance was higher in the site A, while site B showed higher values of species richness, indicating higher level of taxa diversity.

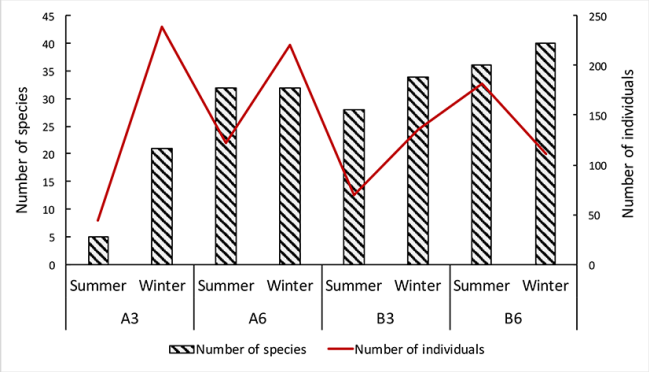


Fig. 2 - Trends of abundance and species richness in the studied sites.
Trend relativo all'abbondanza e al numero di specie nei siti studiati.

The application of the AMBI index confirmed this trend with the site A3 having the highest score (5) and B6 the low score (3) (Fig. 3). A similar result was obtained by using M-AMBI index (Fig. 4), with the site A3 showing the lowest values. High values of the AMBI and low values of M-AMBI are indicator of low environmental quality.

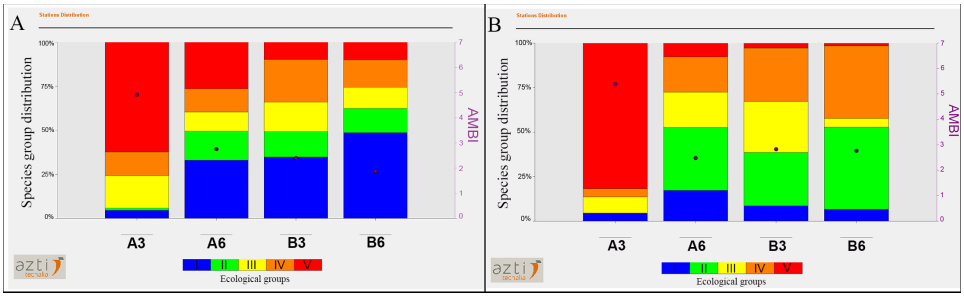


Fig. 3 - AMBI index: representation of the ecological groups according to the 4 sampling sites. Red group is that containing the species indicators of disturbance. A) winter; B) summer.
Indice AMBI: rappresentazione dei gruppi ecologici relativi alle 4 stazioni di campionamento. Il gruppo in rosso contiene le specie indicatrici di un disturbo ambientale. A) inverno; B) estate.

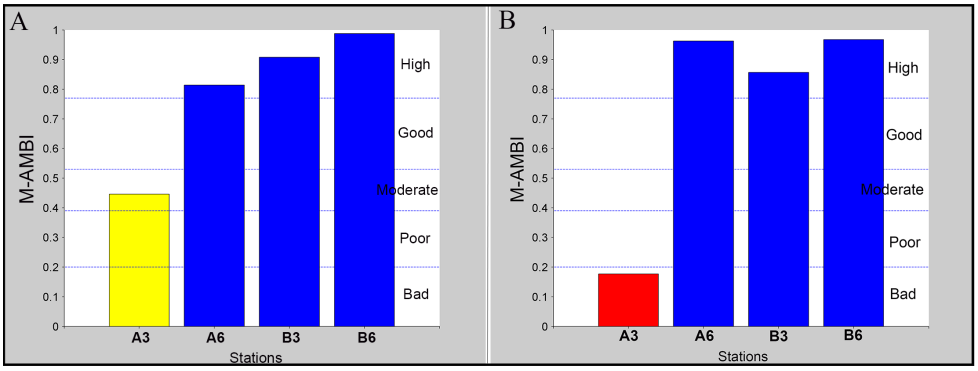


Fig. 4 - M-AMBI index relative according to the 4 sampling sites. A) winter; B) summer.
Indice M-AMBI relativo alle 4 stazioni di campionamento. A) inverno; B) estate.

Our findings highlighted that the site A3 is characterized by a low environmental quality, thus more impacted by the aquaculture activities, especially during the summer season. By comparison, both stations located in site B were characterized by a higher environmental quality. Therefore, site A3 was chosen to place the bioremediator system, and the B3 was chosen as the control. The trend of the analysed benthic parameters is coherent with preliminary data on the water column parameters, and both variables appeared coherent with hydrodynamic measurements that suggest that organic pollution from all the cages is addressed towards the site A3. Moreover, although water parameters are still under analysis, preliminary observations showed a higher variability compared to the sediment parameters, so confirming that the benthic compartment can be considered as the biological memory of the system and that analysis carried out in this compartment can be indicative of the whole system. Lastly, both AMBI and M-AMBI indices based only on the polychaete component gave a similar result, highlighting that polychaetes alone can be employed as effective indicators of environmental quality.

References

AGUADO-GIMÉNEZ F., MARÍN A., MONTOYA S., MARÍN-GUIRAO L., PIEDECAUSA A., GARCÍA-GARCÍA B. (2007) - Comparison between some procedures for monitoring offshore cage culture in western Mediterranean Sea: sampling methods and impact indicators in soft substrata. *Aquaculture*, **271** (1-4): 357-370.

BORJA Á., RODRÍGUEZ J.G., BLACK K., BODOY A., EMBLOW C., FERNANDES T.F., FORTE J., KARAKASSIS I., MUXIKA I., NICKELL T.D., PAPAGEORGIOU N., PRANOVI F., SEVASTOU K., TOMASSETTI P., ANGEL D. (2009) - Assessing the suitability of a range of benthic indices in the evaluation of environmental impact of fin and shellfish aquaculture located in sites across Europe. *Aquaculture*, **293**: 231-240.

CARVALHO S., BARATA M., PEREIRA F., GASPAR M.B., CANCELA DA FONSECA L., POUSÃO-FERREIRA P. (2006) - Distribution patterns of macrobenthic species in relation to organic enrichment within aquaculture earthen ponds. *Mar. Pollut. Bull.*, **52** (12): 1573-1584.

GIANGRANDE A., LICCIANO M., MUSCO L. (2005) - Polychaetes as environmental indicators revisited. *Mar. Pollut. Bull.*, **50** (11): 1153-1162.

KARAKASSIS I., DIMITRIOU P.D., PAPAGEORGIOU N., APOSTOLAKI E.T., LAMPADARIOU N., BLACK K.D. (2013) - Methodological considerations on the coastal and transitional benthic indicators proposed for the Water Framework Directive. *Ecol. Indic.*, **29**: 26-33.

LAMPADARIOU N., KARAKASSIS I., PEARSON T.H. (2005) - Cost/benefit analysis of a benthic monitoring programme of organic benthic enrichment using different sampling and analysis methods. *Mar. Pollut. Bull.*, **50** (12): 1606-1618.

MARTINEZ-GARCIA E., SANCHEZ-JEREZ P., AGUADO-GIMÉNEZ F., ÁVILA P., GUERRERO A., SÁNCHEZ-LIZASO J.L., FERNANDEZ-GONZALEZ V., GONZÁLEZ N., GAIRIN J.I., CARBALLEIRA C., GARCÍA-GARCÍA B., CARRERAS J., MACÍAS J.C., CARBALLEIRA A., COLLADO C. (2013) - A meta-analysis approach to the effects of fish farming on soft bottom polychaeta assemblages in temperate regions. *Mar. Pollut. Bull.*, **69** (1-2): 165-171.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 57-60

I. Guala[1], D. Grech[1], M. Masala[1,2], C. Roselli[1,2], G. Brundu[1], C. Alvarez Raya[1,3], P. Panzalis[4], A. Navone[4], S. Farina[1]

[1]Fondazione IMC, International Marine Centre Onlus, Loc. Sa Mardini, Torregrande - 09170 Oristano, Italy.
i.guala@fondazioneimc.it
[2]Università di Sassari, Italy.
[3]Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Spain.
[4]Marine Protected Area of Tavolara Punta Coda Cavallo, Olbia, Italy.

IS SUSTAINABLE FISHERY OF SEA URCHINS A CHIMERA IN EFFECTIVE MARINE PROTECTED AREAS?

LA PESCA SOSTENIBILE DEI RICCI DI MARE È UNA CHIMERA NELLE AREE PROTETTE MARINE EFFICACI?

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 three campaigns carried out over the last 10 years. Results point out remarkable changes in demographic structure during the years and a substantial decline of sea urchin abundance in 2018. The possible causes of decline and management measures for resource conservation are discussed.*

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

Introduction - In the Mediterranean Sea, overfishing and predation are among the main drivers regulating abundance and mean size of populations of the edible sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) (Boudouresque and Verlaque, 2007). In Sardinia, in the last few decades sea urchin harvesting has increased due to the high commercial value of gonads and the local market demand (Baroli *et al*., 2006; Pais *et al*., 2007; Addis *et al*., 2009). In intensively exploited areas, the direct effect of the removal of commercial size individuals (>50 mm in diameter) involves a reduction in the average size (Loi *et al*., 2017) and abundance (Pais *et al*., 2007) of natural populations. Moreover, in effectively enforced marine reserves, high abundance of predatory fish can control medium-sized urchins (Guidetti, 2006). Since remarkable changes in density and size of sea urchins can lead to alterations of the ecological functions of populations (Guidetti, 2006), such as the reproductive capacity (Loi *et al*., 2017), monitoring their demography over time is crucial to understand possible consequences for the whole benthic community. A quantitative assessment of *P. lividus* abundance and population structure in the Marine Protected Area Tavolara Punta Coda Cavallo (hereafter TMPA) was carried out comparing data collected over a multi-year series. The aim was to evaluate any population changes over time, following the management measures implemented in the TMPA.

Materials and methods - Three surveys were carried out at the TMPA (NE Sardinia, Italy), in 2008, 2012 and 2018. Based on seabed maps, sampling sites were selected on horizontal or sub-horizontal rocky substrates, at two depths (–2 and –5 m), in the zones with partial protection, where fishing is allowed and regulated. Seagrass meadows were excluded from the surveys, due to the low densities of sea urchins detected in shallow waters (Guala *et al*., 2012). In 2008 and 2012, sampling was performed at 28 sites by collecting all sea urchins from 5 m^2 sampling units, 3 replicates at each depth for each site. In 2018, 32 sampling sites were investigated, 6 replicates at –2 m because of the paucity of sea urchins detected. All individuals were measured (test diameter) by means of callipers and then released at the same

sampling sites. The total density (TlD, ind.m^{-2}>5 mm, as representative of the whole population) and the stock density (SkD, ind.m^{-2}≥50 mm, as representative of the commercial fraction) were assessed for both depths; the population structure was calculated as frequency distribution of 10 mm size classes, pooling depth data of all the sites.

Results - TlD shows a similar trend at the two studied depths (Fig. 1) with the highest values in 2012 (mean±SE was 3.5±0.3 and 1.8±0.3 ind.m^{-2}, respectively at –2 m and –5 m) and the lowest in 2018 (1.7±0.1 and 0.8±0.1 ind.m^{-2}, respectively at –2 m and –5 m). The SkD has also a similar trend at the two depths (Fig. 1), with highest mean values recorded in 2008 (1.0±0.1 and 0.4±0.1 ind.m^{-2}, respectively at –2 m and –5 m) and lowest values in 2018 (1.0±0.1 and 0.4±0.1 ind.m^{-2}, respectively at –2 m and –5 m).

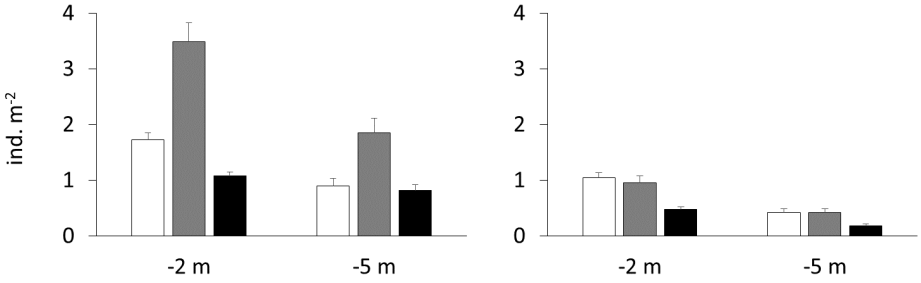


Fig. 1 - Density of total population (left) and stock (right) at the two depths investigated in the three years of survey (error bars=SE; white=2008, grey=2012, black=2018).
Densità della popolazione totale (a sinistra) e dello stock (a destra) alle due profondità investigate nei tre anni di indagine (barre di errore=SE; bianco=2008, grigio=2012, nero=2018).

The frequency distribution of 10 mm size classes, pooling depth data, is reported for each year (Fig. 2). In 2008, a large fraction of medium-large sized individuals (SkD was over 50% of the TlD) was detected. In 2012, the TlD increased by 84% compared to the previous year, with a dominance of young individuals (diameter <30 mm) and consequent change in the population structure.

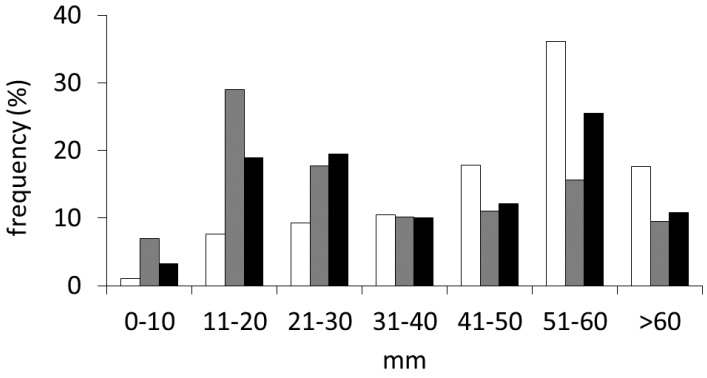


Fig. 2 - Size-frequency distribution (%) of sea urchin populations in the three years of survey (pooled depth data; white=2008, grey=2012, black=2018).
Distribuzione taglia-frequenza (%) delle popolazioni di ricci di mare nei tre anni di rilevamento (i dati delle profondità sono raggruppati; bianco=2008, grigio=2012, nero=2018).

In 2018, inside the TMPA, there was a fall of 64% in TlD and 53% of the SkD; the profile is bimodal with a net drop of the intermediate sizes between 30 and 40 mm.

Conclusions - In 10 years, since the first survey, the population of *P. lividus* in TMPA experienced significant changes in demographic structure and, in the last year, a sharp decrease in density was recorded for all size classes. This decline indicates a high overall mortality rate. The abundance of sea urchins between 30 and 50 mm was low in all three surveys, confirming the importance of the predation in the TMPA, where a marked reserve effect is known, in particular for sparids of the genus *Diplodus* (Bussotti *et al*., 2011; Guidetti *et al*., 2008, 2014). However, predation can contribute even to the reduction of the stock, by decreasing the number of individuals that each year get to the commercial size, namely the size beyond which the predatory fish are less effective (Sala and Zabala, 1996). Moreover, removal of large-sized sea urchins, due to both professional and recreational fishery, can affect the variability of populations, in terms of abundance, structure, fertility and reproductive potential (*i.e.* the local production of gametes; Loi *et al*., 2017). On the contrary, recruitment is the only process that renews the resource (Prado *et al*., 2012) and can mitigate the decrease in sea urchin population, thanks to the supply of larvae both produced *in situ* and from neighbouring areas. However, the recruitment process is quite variable being strongly affected by several factors (Oliva *et al*., 2016; Farina *et al*., 2018). Inter-annual variations of this process, with consequent changes in the abundance and demographic structure of populations, have been widely described in many areas of the Mediterranean (Sala *et al*., 1998; Tomas *et al*., 2004; Boudouresque and Verlaque, 2007). Actually, the high frequencies recorded in 2012 for sea urchins smaller than 20 mm would indicate an increase in the recruitment rate in previous years as suggested by Brundu *et al*. (2013). On the contrary, although recruitment events are not known between 2012 and 2018, a reduction in the recruitment rate may be the main cause of a small number of recruits and young individuals found in the latest survey. Ultimately, the population and stock decline could be the result of the coupling of sea urchin harvesting and the strong and persistent pressure of predators, not balanced by new recruits. These results suggest preventive management measures aimed to contain the catch quotas for the next fishing seasons, to quantify catches by professional and recreational fishermen and tourists, to evaluate their actual impact on mortality, compared to that due to natural predation. This work highlights the importance to match the standard monitoring of the available sea urchin abundance with the evaluation of the ecological processes (*e.g.* recruitment and natural mortality) that drive the population dynamics. These elements, taken together, are key to establish if sea urchin fishery is sustainable in a context of effective protection of fish and, in case, to achieve a Quota Management System.

References

ADDIS P., SECCI M., MANUNZA A., CORRIAS S., NIFFOI A., CAU A. (2009) - A geostatistical approach for the stock assessment of the edible sea urchin, *Paracentrotus lividus*, in four coastal zones of southern and West Sardinia (SW Italy, Mediterranean Sea). *Fish. Res*., **100** (3): 215-221.

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.

BRUNDU G., LOI B., BAROLI M., FRAU F., PANZALIS P., BERNARDI G., NAVONE A., GUALA I. (2013) - Change of density and structure of sea urchin population at the MPA Tavolara - Punta Coda Cavallo. *Biol. Mar. Mediterr.*, **20** (1): 122-123.

BUSSOTTI S., BAROLI M., COPPA S., DI FRANCO A., GUALA I., PANZALIS P., SAHYOUN R., GUIDETTI P. (2011) - Relationships between sea urchins and their predatory fishes in the Marine Protected Area Tavolara-Punta Coda Cavallo. *Biol. Mar. Mediterr.*, **18** (1): 294-295.

FARINA S., QUATTROCCHI G., GUALA I., CUCCO A. (2018) - Hydrodynamic patterns favouring sea urchin recruitment in coastal areas: a Mediterranean study case. *Mar. Environ. Res.*, **139**: 182-192.

GUALA I., BRUNDU G., LOI B., BAROLI M., FRAU F. (2012) - Monitoraggio della popolazione del riccio di mare nell'Area Marina Protetta Tavolara Punta Coda Cavallo. III annualità. Rapporto Tecnico Fondazione IMC - Centro Marino Internazionale ONLUS, 5: 46 pp.

GUIDETTI P. (2006) - Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecol. Appl.*, **16** (3): 963-976.

GUIDETTI P., BAIATA P., BALLESTEROS E., DI FRANCO A., HEREU B., MACPHERSON E., MICHELI F., PAIS A., PANZALIS P., ROSENBERG A.A., ZABALA M., SALA E. (2014) - Large-scale assessment of Mediterranean Marine Protected Areas effects on fish assemblages. *PLoS ONE*, **9** (4): e91841.

GUIDETTI P., BUSSOTTI S., PANZALIS P.A., BAROLI M., GUALA I., COPPA S., TRAINITO E. (2008) - Effetto riserva. In: Navone A., Trainito E. (eds), *Tavolara, nature at work…working in nature*. Carlo Delfino Ed., Sassari: 167-173.

LOI B., GUALA I., PIRES DA SILVA R., BRUNDU G., BAROLI M., FARINA S. (2017) - Hard time to be parents? Sea urchin fishery shifts potential reproductive contribution of population onto the shoulders of the young adults. *PeerJ*, **5**, doi: 10.7717/peerj.3067.

OLIVA S., FARINA S., PINNA S., GUALA I., AGNETTA D., ARIOTTI P.A., MURA F., CHECCHERELLI G. (2016) - Determinants of *Paracentrotus lividus* sea urchin recruitment under oligotrophic conditions: implications for conservation management. *Mar. Environ. Res.*, **117**: 13-20.

PAIS A., CHESSA L.A., SERRA S., RUIU A., MELONI G., DONNO Y. (2007) - The impact of commercial and recreational harvesting for *Paracentrotus lividus* on shallow rocky reef sea urchin communities in North-western Sardinia, Italy. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **73** (3-4): 589-597.

PRADO P., TOMAS F., PINNA S., FARINA S., ROCA G., CECCHERELLI G., ROMERO J., ALCOVERRO T. (2012) - Habitat and scale shape the demographic fate of the keystone sea urchin *Paracentrotus lividus* in Mediterranean macrophyte communities. *PLoS ONE*, **7** (4): e35170.

SALA E., RIBES M., HEREU B., ZABALA M., ALVÀ V., COMA R., GARRABOU J. (1998) - Temporal variability in abundance of the sea urchins *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula* in the northwestern Mediterranean: comparison between a marine reserve and an unprotected area. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **168**: 135-145.

SALA E., ZABALA M. (1996) - Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **140**: 71-81.

TOMAS F., ROMERO J., TURON X. (2004) - Settlement and recruitment of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in two contrasting habitats in the Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **282**: 173-184.

Research funded by the Marine Protected Area Tavolara - Punta Coda Cavallo. I.G. and S.F. were funded by the Interreg V A Italy France Maritime 2014-2020 Cooperation Program, project "Gestione Integrata delle Reti ecologiche attraverso i Parchi e le Aree Marine - GIREPAM" (Asse 2 - Lotto 3 - PI 6C-OS 1).

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 61-64

S. Nuti, F. Salvioli, A.M. De Biasi[1], M. Giannetti[2], V. Bianchi[2]

CE.TU.S. Centro di Ricerche sui Cetacei, Via Unità d'Italia, 30 - 55049 Viareggio (LU), Italia.
cetus2019@gmail.com
[1]CIBM, Via N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.
[2]OLT Offshore LNG Toscana, Palazzo Orlando, Via d'Alesio, 2 - 57126 Livorno, Italia.

RISULTATI DEL MONITORAGGIO ACUSTICO SUL TERMINALE *OFFSHORE* DI RIGASSIFICAZIONE E STOCCAGGIO (FSRU TOSCANA) ALL'INTERNO DELL'AREA PELAGOS

FIRST RESULTS OF ACOUSTIC MONITORING ON THE OFFSHORE TERMINAL OF REGASIFICATION AND STORAGE (LNG) WITHIN PELAGOS AREA

Abstract - *Following the creation of the Pelagos area, the Ministry of Environment required to take into account appropriate monitoring plans aimed at controlling the activities that may impact the marine environment. The level of acoustics emissions were recorded on a fixed stations at different distances, through an integrated system consisting of a digital hydrophones and CTD probes that enabled the impact assessement of the FSRU installation.*

Key-words: *acoustic emission, digital hydrophones, Pelagos area.*

Introduzione - A fine 2004 il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (M.A.T.T.M.) ha espresso parere favorevole alla realizzazione di un terminale galleggiante per la rigassificazione e stoccaggio di Gas Naturale Liquefatto (LNG) a 12 miglia nautiche di fronte alla costa tra Pisa e Livorno, prescrivendo l'esecuzione di un piano di monitoraggio ambientale marino. All'interno di tale piano, il M.A.T.T.M., di concerto con I.S.P.R.A., ha predisposto una serie di controlli tra i quali il monitoraggio delle emissioni acustiche di rigassificazione del Terminale "FSRU Toscana" di proprietà di OLT Offshore LNG Toscana. La misura del rumore sottomarino ed i suoi effetti sui cetacei sono materia ancora in evoluzione, tuttavia ISPRA ha creato delle Linee Guida (Borsani e Farchi, 2011) per l'identificazione di valori soglia capaci di generare le prime risposte comportamentali nei cetacei. I cetacei sono suddivisi secondo le tipologie di suoni emessi: emissioni a basse frequenze tra 7 Hz e 22 kHz (balene); medie frequenze tra 150 Hz e 160 kHz (la maggior parte degli odontoceti); alte frequenze tra 200 Hz e 180 kHz (gli odontoceti più piccoli). I valori soglia sono definiti per tre tipologie di emissione (impulsi singoli, multipli e non impulsivi) e per vari livelli di danno, che vanno dalla modificazione comportamentale fino alla perdita permanente di sensibilità uditiva.

Materiali e metodi - Le registrazioni sono state condotte a partire dall'autunno 2013; esse prevedono quattro campagne di monitoraggio annuali, ogni tre mesi, durante le quattro stagioni (novembre 2013 - in corso). I campionamenti durante le fasi di esercizio sono stati preceduti da una campagna di bianco (B12) nell'estate 2012. Per la caratterizzazione della tipologia del rumore, frequenza e livelli di emissione e valutare gli eventuali effetti sui cetacei presenti nell'area sono state predisposte dodici stazioni, rispettivamente in numero di quattro sui punti cardinali N, S, E, O a tre distanze dal centro di rotazione del Terminale (100 m, 1 km, 10 km). Per ogni stazione sono state scelte due profondità di riferimento (–8 m e –55 m) per assicurare il campionamento acustico sopra e sotto il termoclino, la cui presenza è in grado di modificare la propagazione del suono, mascherando o modificando la ricezione di eventuali sorgenti sonore o fonti di disturbo. Per le registrazioni è stato utilizzato un idrofono digitale

Aguatech accoppiato ad una sonda CTD Ageotec (Tesei *et al.*, 2014). L'idrofono lavora nella banda 10 Hz - 48 kHz, mentre i dati di rumore acustico sono stati campionati a 192 kHz con una sensibilità di –156 dB re V/μPa. Individuate le caratteristiche del rumore emesso dal Terminale, definito dal punto di vista della tipologia di emissione, frequenza e livello alla sorgente, sono stati indicati i corrispondenti valori soglia. Per la rappresentazione di tali livelli di rumore è stata scelta la PSDf (*Power Spectral Density function*) che rappresenta il modo in cui si distribuisce l'energia contenuta nel rumore sotto forma di pressione acustica nel campo di frequenze considerato da 10 Hz a 48 kHz. La PSDf è stata calcolata attraverso la FTT (*Fast Fourier Transform*) e in terze d'ottava. La Valutazione Previsionale redatta durante la fase di progetto aveva previsto un valore di emissione pari a circa [185] db re 1μPa @ 1m; quindi riguardo alla scelta del metodo di analisi è stato necessario considerare, partendo da tale valore stimato, le possibili sorgenti sovrapposte costituite da traffico marittimo, condizioni atmosferiche, rumore di fondo, definire la banda di frequenza interessata, la relativa attenuazione del livello di rumore ed il modello di propagazione che avesse permesso di trovare una corrispondenza fra valori simulati e i valori registrati. Tale modello, oltre a confermare l'ipotesi di emissione da parte del Terminale, avrebbe dovuto permettere di calcolare alcune caratteristiche della sorgente quali il *Source Level*, al fine di confrontarlo con i valori soglia di riferimento. Il rumore provocato dal traffico marittimo di grandi navi interessa prevalentemente la banda da pochi Hz fino a 1 kHz, che può estendersi a vari kHz per navi piccole e barche medio-grandi, come i rimorchiatori. Barche di piccole dimensioni emettono invece rumore con *Source Level* inferiore ma caratterizzato da una banda molto larga, anche fino a 100 kHz e oltre. In acqua, i suoni ad alta frequenza (a partire da 15-20 kHz) si attenuano rapidamente in ragione della distanza percorsa, quindi il rumore emesso da piccoli natanti può essere percepito dai sensori acustici subacquei solo se il passaggio avviene a distanze molto ravvicinate (fino ad un km circa, a seconda del profilo di velocità del suono nell'area). Disponendo di stazioni a distanza crescente dal Terminale e confrontando gli spettri relativi, è stato possibile verificare se in qualche punto della banda si siano verificate attenuazioni del rumore compatibili con l'attenuazione provocata dall'allontanamento dal Terminale. Nel nostro caso sono state particolarmente utili le stazioni a 100 m e a 1 km. Si può predire come il suono si propaga in una guida d'onda applicando un Modello di Propagazione del suono nell'acqua. Il modello assunto è stato Bellhop (Porter e Bucker, 1987) che considera la superficie del mare piatta, a cui viene applicata la condizione al contorno di Dirichlet (pressione identicamente nulla). Attraverso tale modello sono stati ottenuti il calcolo della TL (*Trasmission Lost*) ad ogni punto di osservazione sul piano *range-depth* per ogni frequenza scelta. Va ricordato come i raggi acustici nel mezzo acquatico seguano percorsi differenti in funzione del gradiente profondità e possano dirigersi verso il basso (gradiente negativo), verso l'alto (gradiente positivo) o in linea retta (gradiente costante). Considerando le stazioni di misura, poste lungo i 2 assi principali Nord-Sud e Est-Ovest, anche i nostri piani di propagazione sono stati rilevati lungo tali assi. La descrizione geometrica della linea di fondale è stata ricavata invece dall'analisi della batimetria della zona che nel nostro caso è tra 100 m e 120 m (quindi con una variabilità non significativa in un'area di vari km) ed è stata approssimata a 115 m costanti.

Risultati - Il presente lavoro mostra i primi risultati delle misure del rumore prodotto dal Terminale nell'area. Per ogni campagna, attraverso i livelli misurati in campo e con la definizione di un adeguato modello di propagazione del suono, è stato possibile determinare il livello di emissione alla sorgente costituita dal Terminale, ed è stata individuata la banda di frequenze prevalente in cui il rumore prodotto altera in misura maggiore il rumore di fondo naturale. Per queste analisi

sono state considerate le campagne di misurazione condotte da novembre 2013 (A13) a maggio 2018 (P18). Per caratterizzare l'ambiente acustico nell'area del Terminale in tutto lo spettro di frequenze, che va da 20 Hz a 40 kHz, è stata considerata per ogni campagna una curva di riferimento della PSDf misurata nella stazione E100 m a 55 m di profondità, la stessa curva che era stata presa a riferimento per il calcolo del livello alla sorgente. Di queste curve è stato calcolato il valore minimo, massimo e la media per l'intero spettro di frequenza rappresentato in terze d'ottava. Sono state escluse dalle analisi le misurazioni condotte durante le campagne A15 e E18, poiché in entrambi i casi la presenza in movimento di navi d'appoggio (rimorchiatore Corrado Neri, LNG Express) produceva livelli di rumore molto più elevati della media in tutto lo spettro considerato (contributo emissivo transitorio e non derivante dal normale funzionamento degli impianti di bordo) (Fig. 1).

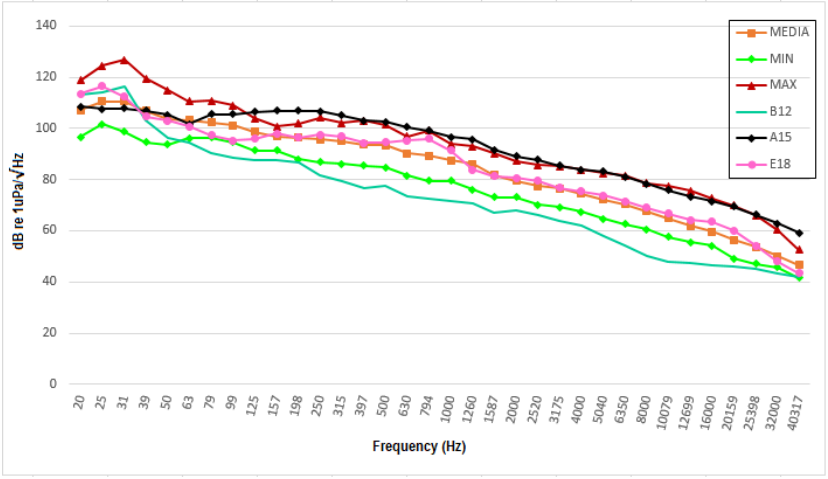


Fig. 1 - Confronto fra i livelli PSDf in terze d'ottava del Controllo (B), i valori minimi, medi e massimi misurati nelle campagne A13 e P18 (escluso A15 ed E18).
Comparison between PSDf levels in third of octave of Control (B), minimum, average and maximum values measured in campaigns A13 and P18 (excluding A15 and E18).

Sono stati confrontati i valori minimi, medi e massimi misurati nelle diciotto (18) campagne nella stazione di riferimento E100, da cui si evince che in quasi tutto lo spettro considerato i livelli misurati in presenza del Terminale sono più elevati della curva in B12 a conferma di come il Terminale modifichi l'ambiente acustico dell'area. Le basse frequenze, al di sotto dei 79 Hz, mostrano invece un risultato inverso. Il rumore a bassa frequenza, anche fino a 1000 Hz è originato prevalentemente dal traffico navale che rende questa parte dello spettro dipendente da sorgenti di rumore anche molto lontane. Ad oggi, è ben evidente invece che tutte le curve differiscono da B12 maggiormente nell'intorno dei 12 kHz. Ciò, pertanto, giustifica l'aver scelto tale frequenza come riferimento per le emissioni del Terminale. Il confronto dei dati della campagna B12 (assenza del Terminale) con i successivi monitoraggi nella frequenza di maggior contributo di rumore del Terminale a 12 kHz: il livello misurato in B12 di 47 dB mostra come la media dei valori ottenuta dai dati di tutte le campagne, pari a 103,3 dB (92-113), è superiore di 56,3 dB; il valore massimo registrato di 113 dB è maggiore di 66 dB. La curva di A15 condizionata dalla presenza del Corrado Neri dimostra come la presenza di un singolo rimorchiatore sia in grado di produrre livelli di rumore ampiamente più elevati rispetto a quello legati al funzionamento

degli impianti del Terminale. La curva di E18 si discosta dalla media di tutte le campagne solo nelle basse frequenze fino a 1000 Hz. Come detto sopra, il rumore a bassa frequenza è originato prevalentemente dal traffico navale anche a lunga distanza. Nonostante per E18 non vi sia un discostamento netto dall'andamento medio come per A15, è stato ritenuto più corretto separare queste misurazioni dalle altre campagne, essendo presenti durante le misurazioni imbarcazioni che potrebbero falsare l'interpretazione dei dati. In presenza della stessa barca, paragonando A15 ed E18 si evince in ogni caso che in E18, durante la misurazione, i motori del Corrado Neri fossero probabilmente spenti o al minimo.

Conclusioni - L'analisi sul campo ha dimostrato come il dato della Valutazione Previsionale di emissione sia stato di gran lunga sovrastimato rispetto a quello successivamente registrato ([185] dB re 1uPa @ 1m- contro 113 dB re 1uPa @ 1m) e che anche nei confronti delle Linee Guida di ISPRA il valore massimo ottenuto sia sempre ricaduto all'interno del range di 110-120 dB re 1uPa @ 1m, range al di sopra del quale vengono provocate le prime risposte comportamentali nei cetacei. Inoltre, è da sottolineare come, durante tutto il periodo di ricerca, siano stati effettuati avvistamenti di cetacei nell'area (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821). Rimane comunque importante tenere presente che la fonte di rumore del Terminale si va a sommare a quella emessa da altre sorgenti (traffico marittimo e altro), in uno scenario in continua evoluzione e tutt'ora oggetto di studio. Pur disponendo di una sola campagna per B12, bisogna tener conto che questa rappresenta una base affidabile per qualità, ma non consistente per quantità di dati, soprattutto considerando come la presenza di sorgenti di rumore di tipo antropico, lo stato del mare e le condizioni ambientali possono modificare il rumore presente sia in termini di frequenze che di livelli. Il monitoraggio continuativo della situazione nell'area si rende evidente per verificare l'evolversi della situazione.

Bibliografia

BORSANI J.F., FARCHI C. (2011) - Linee guida per lo studio e la regolamentazione del rumore di origine antropica introdotto in mare e nelle acque interne. ISPRA.

PORTER M.B., BUCKER H.P. (1987) - Gaussian beam tracing for computing ocean acoustic fields. *J. Acoustic Soc. Am.*, **82** (4): 1349-1359.

TESEI A., FIGOLI A., GUERRINI P., MAGUER A. (2014) - A new approach to real-time acoustic oceanographic measurement: digital hydrophones integrated with oceanographic sensor. Proceedings of 2013 OCEANS. San Diego, CA (USA), 23-26 Sept 2013. IEEE: 1-5.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 65-68

M. Oliva[1], L. De Marchi[2], M. Vieira Sanches[2], A. Cuccaro[1], C. Manzini[1], A. Pirés[2], L. Kozinkova[1], G. Bontà Pittaluga[1], R. Freitas[2], C. Pretti[1,3]

[1]Consorzio per il Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata "G. Bacci", Viale Nazario Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.
[2]Departamento de Biologia & CESAM, University of Aveiro, 3810-193, Portugal.
[3]Dipartimento di Scienze Veterinarie, Università di Pisa - 56122 San Piero a Grado (PI), Italia.
pretti@cibm.it

FICOPOMATUS ENIGMATICUS (FAUVEL, 1923) COME SPECIE MODELLO IN VALUTAZIONI ECOTOSSICOLOGICHE DI MATRICI MARINE E SALMASTRE

FICOPOMATUS ENIGMATICUS *(FAUVEL, 1923) AS A MODEL SPECIES IN ECOTOXICOLOGICAL EVALUATION OF MARINE AND BRACKISH MATRICES*

Abstract - Ficopomatus enigmaticus *is a serpulid polychaete, reef-forming, dioecious gamete spawner in different seasons and in different salinity conditions. Due to these characteristics, its candidacy as a model organism to monitor standard and emerging contaminants and both marine and brackish matrices was assessed. Marine sediments collected in a polluted area near Ancona harbour (Italy) were used as case study. A set of five standard trace element contaminants and a novel material that could act as contaminant (Carbon Nanotubes) were used to compare the response of two different populations of* F. enigmaticus *(Mediterranean and Atlantic). The inhibition of larval development was adopted for ecotoxicological assessment of all samples. The assay showed quite good correlation among the two populations and a quite high sensitivity to natural matrices, if compared with similar standardized assays (*e.g. C. gigas*). This suggests the relevance of the species in monitoring of both natural and artificial matrices.*

Key-words: *ecotoxicology, larval-development, bioassays,* Ficopomatus enigmaticus.

Introduzione - La valutazione tossicologica di acque e sedimenti rappresenta un punto chiave nella valutazione dello stato di salute di ecosistemi marini affetti da continue contaminazioni di diversa natura e sorgente (Dahms *et al.*, 2016); per tale ragione il monitoraggio dei contaminanti ambientali è una questione particolarmente rilevante per paesi con ampie aree marittime e costiere, come la penisola italiana. Le analisi chimiche consentono la determinazione della natura e del livello di contaminazione, ma non forniscono prove relativamente agli effetti biologici. I saggi biologici, al contrario, consentono la valutazione di tali effetti, mediante la misurazione di risposte direttamente negli organismi. Le specie test devono essere sufficientemente sensibili, in modo da rispondere a basse concentrazioni di contaminanti; inoltre devono essere accessibili ed utilizzabili sia sottoforma di colture di laboratorio, sia in seguito a campionamento diretto in campo, durante ampi intervalli temporali. Per considerare i test biologicamente rilevanti, le specie impiegate dovrebbero essere ampiamente distribuite e di facile reperibilità (Richardson e Martin, 1994). Gli stadi vitali iniziali di invertebrati sono spesso molto sensibili a contaminanti (Rand *et al.*, 1995). Attualmente esistono svariati protocolli standard per test ecotossicologici su stadi larvali di diversi organismi quali, ad esempio, echinodermi come *Paracentrotus lividus* (EPA, 1994) e molluschi bivalvi come *Mytilus edulis*, *Crassostrea virginica* e *C. gigas* (ASTM, 2012). Tuttavia, la maggior parte di tali test si basa su organismi raccolti in campo, che producono gameti solamente in determinati periodi dell'anno, limitandone l'utilizzo in analisi routinarie (Ross e Bidwell, 2001). Nel panorama dei saggi biologici standardizzati tramite normative internazionali, pochissimo spazio è lasciato all'utilizzo di policheti in ambito ecotossicologico. Pertanto, uno degli scopi

di questa ricerca è stato quello di valutare la validità di *Ficopomatus enigmaticus* come organismo modello da impiegare per il monitoraggio di matrici marine e salmastre. *F. enigmaticus* è un polichete serpulide ampiamente diffuso in molte aree tropicali e temperate (Fofonoff *et al.*, 2003). In Mediterraneo *F. enigmaticus* è una specie aliena altamente invasiva, diffusasi probabilmente tramite trasporto accidentale, adesa a scafi di imbarcazioni (Çinar, 2013). È una specie eurialina, in grado di sopravvivere in un ampio range di salinità (fino a 55 PSU), pH (4-9) e temperatura (0-35 °C). Tuttavia, le condizioni ottimali per la riproduzione risultano essere: salinità compresa tra 10 e 35 PSU e temperatura non inferiore ai 18 °C (Dixon, 1981). In questo lavoro sono riportati risultati di valutazioni effettuate sia su matrici naturali che su sostanze chimiche utilizzando un saggio di inibizione di sviluppo larvale della durata di 48 ore. Sono inoltre riportati i risultati ottenuti dal confronto tra una popolazione mediterranea (Parco San Rossore-Migliarino) ed una atlantica (Ria de Aveiro, Portogallo, Oceano Atlantico) dal punto di vista della risposta ecotossicologica di sviluppo larvale in seguito ad esposizione a diversi contaminanti.

Materiali e metodi - Campioni di *F. enigmaticus* sono stati prelevati nel Parco regionale di San Rossore-Migliarino, alla foce del Fiume Morto Nuovo. Gli organismi sono stati trasportati in laboratorio e posti in vasche da 40 l, allestite alla stessa salinità registrata al momento del prelievo. Essi sono stati mantenuti in tali condizioni, a temperatura di 20±2 °C e fotoperiodo di 10:14 ore luce:buio, per un numero di giorni sufficienti a spostare la salinità a 30 PSU (modificando per un massimo di 3 PSU/giorno). Quotidianamente gli organismi sono stati alimentati con una sospensione algale di *Isochrysis galbana* (Parke, 1949) alla concentrazione di 3×10^5 cell/ml. I gameti di *F. enigmaticus* sono stati prelevati, al momento dell'allestimento del test, con metodo distruttivo, recuperando uova o spermatozoidi di ogni individuo separatamente, come riportato in Oliva *et al.* (2019). Aliquote (100 µl) delle sospensioni di uova di ogni femmina sono state fecondate per valutarne lo stato di maturazione e la sincronia. Le sospensioni selezionate sono state unite, sciacquate per 3 volte, portate alla concentrazione di circa 300 uova/ml e, successivamente, fecondate con una sospensione fresca di spermatozoidi. Contemporaneamente sono state preparate diluizioni seriali dei diversi campioni da testare (5 elutriati di sedimenti prelevati in aree contaminate del porto di Ancona, 5 soluzioni di elementi in tracce, 1 soluzione di nanotubi di carbonio - CNT). Tutte le diluizioni sono state preparate in acqua marina naturale alla salinità di 30 PSU, filtrata a 0,45 µm (FSW). 9 ml di ciascuna diluizione di tutti i campioni sono stati posti in provetta, in triplicato. Successivamente, 1 ml di sospensione di uova fecondate è stato inoculato in ogni replica e in 9 controlli negativi (FSW). Il test ha una durata di incubazione di 48 ore, alla temperatura di 20±2 °C, con fotoperiodo di 10:14 ore luce:buio. Alla fine del test in ogni provetta è stato posto 1 ml di formaldeide al 37%. Il saggio su elementi in tracce e CNT è stato effettuato contemporaneamente anche presso il laboratorio di Aveiro, con organismi prelevati nella Ria de Aveiro (Portogallo) e mantenuti alle stesse condizioni sopra riportate.

Risultati - Il saggio è stato inizialmente eseguito su un contaminante di riferimento ($CuSO_4*5H_2O$) al fine di valutare la sensibilità dell'*endpoint* rispetto ad un test affine (saggio di inibizione dello sviluppo larvale con *C. gigas*). Da tale test è stato evidenziato un valore di EC50 di 50,64 µg/l di Cu^{2+} (Limiti di Confidenza al 95% 46,82-54,29 µg/l). La stessa tipologia di saggio, effettuata contemporaneamente e con lo stesso contaminante di riferimento, su *C. gigas* ha mostrato un valore di EC50 di 11,59 µg/l (10,77-12,48). Dall'analisi dei risultati ottenuti sui campioni naturali è stato possibile osservare come il saggio

abbia evidenziato tossicità in 2 campioni, S1 e S3, con EC50 calcolabili e pari, rispettivamente, a 20,46% (LC al 95% 12,20-22,4 %) e 17,08% (LC al 95% 16,41-17,78%). La tossicità di tali campioni era stata preventivamente evidenziata anche con l'applicazione di una batteria di saggi "canonici" [saggio acuto di mortalità con *Corophium orientale*, saggio di inibizione della crescita con *Phaeodactylum tricornutum* (Bohlin, 1897) e saggio di inibizione dello sviluppo larvale con *C. gigas*] come riportato in Oliva *et al.* (2019). Riguardo i risultati sui diversi elementi in tracce, i valori di EC50 calcolati su test eseguiti sia con organismi campionati in Mediterraneo sia in Atlantico sono riportati nella Tab. 1.

Tab. 1 - EC50 calcolati per il saggio di inibizione dello sviluppo larvale con *F. enigmaticus* per i diversi contaminanti in tracce saggiati. I valori sono riportati come concentrazione di ione. Tutti i risultati sono stati ottenuti mediante analisi dei PROBIT. LC95%=limiti di confidenza al 95%.

EC50 calculated for the essay of larval inibition with F. enigmaticus *for the different contaminants. The values are reported as concentration per Ione. All the results were obtained with PROBIT analysis. LC95%=confidence limit at 95%.*

	Italia		Portogallo	
Ione	**EC50 (µg/l)**	**LC 95%**	**EC50 (µg/l)**	**LC 95%**
Cu^{2+}	110,02	63,51-309,57	92,57	83,09-103,10
Cd^{2+}	1563,28	1206,47-2082,25	416,50	337,47-514,10
As^{3+}	460,26	328,27-681,13	766,90	546,50-1076,00
Hg^{2+}	3,97	2,64-5,33	0,64	0,33-1,25
Pb^{2+}	255,82	185,89-320,59	632,50	543,50-736,10

Lo stesso saggio è stato eseguito successivamente su un nanomateriale potenzialmente rischioso dal punto di vista ecotossicologico (nanotubi di carbonio), al fine di valutare l'efficacia di questo test nel monitoraggio di sostanze diverse. I nanotubi utilizzati sono strutture cilindriche costituite esclusivamente da atomi di carbonio, funzionalizzati con terminali carbossilici al fine di aumentarne la solubilità in matrici acquose. Sono caratterizzati da dimensioni comprese tra 1 e 100 nm, raggruppati in strutture cilindriche multistrato (*multi-walled carbon nanotubes*). Anche in questo caso il saggio è stato eseguito utilizzando organismi prelevati sia in Italia che in Portogallo. Il valore di EC50 ottenuto con organismi mediterranei è risultato essere 8,95 mg/l (LC al 95% 3,13-52,62), mentre quello ottenuto con organismi atlantici è risultato essere 15,67 mg/l (4,16-358,21).

Conclusioni - Il saggio di inibizione dello sviluppo larvale con *F. enigmaticus* effettuato su una soluzione di rame, come tossico di riferimento, ha fornito risultati comparabili a quelli riportati sullo stesso contaminante utilizzando gameti di altri policheti serpulidi come *Hydroides elegans* (Haswell, 1883) (Xie *et al.*, 2005) o di molluschi bivalvi quali *Perna perna* (Linnaeus, 1758) (Jorge e Moreira, 2005), indicando quindi la rilevante sensibilità della specie. Per quanto riguarda l'analisi effettuata sui campioni naturali, anche in questo caso, i risultati ottenuti con *F. enigmaticus* risultano in linea con quelli ottenuti con *C. gigas* (Oliva *et al*., 2019), confermandone la rilevanza ecologica nel monitoraggio di matrici contaminate. Tale rilevanza è confermata anche dalla congruenza dei risultati ottenuti su diverse matrici naturali con test affini su altre specie di policheti come *H. elegans* (Thilagam *et al*., 2008) e *Serpula vermicularis* (Gray, 1976). I risultati ottenuti dal test

su elementi in tracce hanno nuovamente confermato la sensibilità dell'organismo rispetto ad altri policheti serpulidi, come *H. elegans* (Gopalakrishnan *et al.*, 2008), e la riproducibilità del test a livello di diverse popolazioni, in quanto i valori di EC50 ottenuti da entrambe le popolazioni (mediterranea ed atlantica) sui composti saggiati risultano comparabili. Tuttavia, sono emerse alcune lievi incongruenze tra le due popolazioni, riassumibili in una diversa sensibilità a cadmio e piombo. Tali differenze non sono comunque tali da non poter considerare confrontabili le due popolazioni. A sostegno di questa affermazione è possibile osservare i valori di EC50 ottenuti da entrambe le popolazioni su diverse concentrazioni di CNT. I due valori risultano essere molto simili tra di loro e, in entrambe le popolazioni, hanno mostrato un comportamento dose-dipendente fino ad una concentrazione limite di 5 mg/l, con andamenti altamente sovrapponibili tra di loro. È importante sottolineare come ulteriori test sono necessari per standardizzare maggiormente il protocollo, in particolare per quanto riguarda le modalità di mantenimento degli organismi in condizioni di laboratorio.

Bibliografia

ASTM (2012) - *Standard guide for conducting static acute toxicity tests starting with embryos of four species of saltwater bivalve molluscs*. ASTM E724-98: 22 pp.

ÇINAR M.E. (2013) - Alien polychaete species worldwide: current status and their impacts. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **93** (5): 1257-1278.

DAHMS H.-U., WON E.-J., KIM H.-S., HAN J., PARK H.G., SOUISSI S., RAISUDDIN S., LEE J.-S. (2016) - Potential of the small cyclopoid copepod *Paracyclopina nana* as an invertebrate model for ecotoxicity testing. *Aquat. Toxicol*., **180**: 282-294.

DIXON D.R. (1981) - Reproductive biology of the serpulid *Ficopomatus* (*Mercierella*) *enigmaticus* in the Thames Estuary, S.E. England. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **61** (3): 805-815.

EPA (1994) - *Water Quality Standards Handbook*. Second edition. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC: 202 pp.

FOFONOFF P.W., RUIZ G.M., STEVES B., SIMKANIN C., CARLTON J.T. (2003) - National exotic marine and estuarine species information system. http://invasions.si.edu/nemesis/.

GOPALAKRISHNAN S., THILAGAM H., RAJA P.V. (2008) - Comparison of heavy metal toxicity in life stages (spermiotoxicity, egg toxicity, embryotoxicity and larval toxicity) of *Hydroides elegans*. *Chemosphere*, **71** (3): 515-528.

GRAY J.S. (1976) - The effects of salinity, temperature and mercury on mortality of the trocophore larvae of *Serpula vermicularis* L. (Annelida: Polychaeta). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **23** (2): 127-134.

JORGE R.A.D.L.V.C., MOREIRA G.S. (2005) - Use of sodium dodecyl sulfate and zinc sulfate as reference substances for toxicity tests with the mussel *Perna perna* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Bivalvia). *Ecotox. Environ. Safe*., **61** (2): 280-285.

OLIVA M., MANZINI C., BONTÀ PITTALUGA G., KOZINKOVA L., DE MARCHI L., FREITAS R., FABI G., PRETTI C. (2019) - *Ficopomatus enigmaticus* larval development assay: an application for toxicity assessment of marine sediments. *Mar. Pollut. Bull.*, **139**: 189-196.

RAND G.M., WELLS P.G., McCARTY L.S. (1995) - Introduction to aquatic toxicology. In: Rand G.M. (ed), *Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate, and risk assessment*. Taylor & Francis, London and New York: 3-70.

RICHARDSON B.J., MARTIN M. (1994) - Marine and estuarine toxicity testing: a way to go? Additional sitings from northern and southern hemisphere perspectives. *Mar. Pollut. Bull.*, **28** (3): 138-142.

ROSS K.E., BIDWELL J.R. (2001) - A 48-h larval development toxicity test using the marine polychaete *Galeolaria caespitosa* Lamarck (Fam. Serpulidae). *Arch. Environ. Con. Tox.*, **40** (4): 489-496.

THILAGAM H., GOPALAKRISHNAN S., VIJAYAVEL K., RAJA P.V. (2008) - Effluent toxicity test using developmental stages of the marine polychaete *Hydroides elegans*. *Arch. Environ. Con. Tox.*, **54** (4): 674-683.

XIE Z.-C., WONG N.C., QIAN P.-Y., QIU J.-W. (2005) - Responses of polychaete *Hydroides elegans* life stages to copper stress. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **285**: 89-96.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 69-72

A. Oprandi, C.N. Bianchi, O. Karayali, C. Morri, I. Rigo, M. Montefalcone

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

CONFRONTO DI DESCRITTORI A DIVERSI LIVELLI DI COMPLESSITÀ ECOLOGICA PER DEFINIRE LO STATO DI SALUTE DI *POSIDONIA OCEANICA* IN LIGURIA

COMPARISON OF DESCRIPTORS AT DIFFERENT LEVELS OF ECOLOGICAL COMPLEXITY TO DEFINE THE HEALTH STATUS OF POSIDONIA OCEANICA *IN LIGURIA*

Abstract **-** Posidonia oceanica *(L.) Delile is an ideal biological indicator to define environmental quality. Due to the high urbanization of the coast, the* P. oceanica *meadows of Liguria are in decline. We assessed the health status of 13* P. oceanica *meadows using ecological descriptors at different complexity levels (*i.e. *species, population, community, and seascape); the consistence among indicators and indices has been evaluated, as well. In each meadow, cover data, type and depth of the meadow limits, shoots density and* P. oceanica *samples were collected. Field data and laboratory analyses on leaves, rhizomes and epiphytes allowed calculating 11 between indicators and indices, including the integrated index PREI (Posidonia Rapid Easy Index), the sole adopted by the national environmental agencies. Results provided inconsistent responses among descriptors, suggesting poor or bad ecological status at species and population levels, but high status at seascape level. The integrated index PREI, which includes different levels of complexity that gave contrasting answers when used singularly, mostly indicated good status. Our results suggest that the adoption of a more complete set of descriptors to accurately define the health status of* P. oceanica *meadows is highly recommended.*

Key-words: *ecological index,* Posidonia oceanica*, Ligurian Sea.*

Introduzione - Le praterie di *Posidonia oceanica* costituiscono uno degli ecosistemi marini del Mediterraneo maggiormente minacciati dalle pressioni antropiche (Montefalcone *et al*., 2019). Il tumultuoso sviluppo costiero della Liguria ha provocato una regressione generalizzata delle praterie di *P. oceanica* nell'ultimo secolo (Burgos et *al*., 2017). Nel presente studio vengono indagate 13 praterie distribuite lungo la costa ligure, utilizzando un approccio che impiega numerosi descrittori (indicatori e indici) a diversi livelli di complessità ecologica: specie, popolazione, comunità e paesaggio. A livello di specie sono stati considerati i parametri biometrici del fascio fogliare; a livello di popolazione sono stati considerati i descrittori strutturali della prateria; a livello di comunità è stata considerata la comunità epifita delle foglie; a livello di paesaggio sono stati utilizzati gli indici di conservazione, di sostituzione e di *phase shift* (Montefalcone, 2009). Infine, è stato calcolato il PREI (*Posidonia Rapid Easy Index*), un indice che integra più livelli di complessità (Gobert *et al*., 2009), utilizzato a livello nazionale dalle agenzie ambientali. Lo scopo del lavoro è di definire l'attuale stato di salute delle praterie di *P. oceanica* in Liguria confrontando le risposte dei diversi descrittori e valutandone la coerenza.

Materiali e metodi - Tra i mesi di maggio e luglio 2017 e 2018 sono stati effettuati 26 transetti subacquei perpendicolari a costa, due per ciascuna delle 13 praterie indagate: Ventimiglia, Ospedaletti, Sanremo, Diano Marina, Noli, Bergeggi, Vado Ligure, Camogli, Pedale, Pagana, Manara, Framura e Monterosso. Lungo una cima metrata posta tra il limite inferiore e quello superiore della prateria

sono stati rilevati in immersione la profondità ed il tipo di limite inferiore, il ricoprimento percentuale di *P. oceanica* viva, matte morta, sabbia ed eventuali sostituti, quali *Cymodocea nodosa* e le alghe del genere *Caulerpa.* In ciascun transetto, alla profondità di 15 m è stata inoltre stimata la densità, tramite il conteggio dei fasci in quadrati di 40×40 cm (9 repliche), e sono stati prelevati 18 fasci ortotropi. In laboratorio, l'analisi fenologica ha fornito numero, lunghezza e larghezza media delle foglie, mentre l'analisi lepidocronologica ha permesso di stimare l'allungamento medio del rizoma e il numero di foglie prodotte annualmente. Infine, sono stati raccolti gli epifiti fogliari, in quanto indicatori precoci di stress ambientale per la misura della biomassa epifita (Giovannetti *et al*., 2010). Complessivamente sono stati considerati i seguenti indicatori e indici: a livello di specie - 1) superficie fogliare (LS, cm^2 $fascio^{-1}$), 2) numero di foglie all'anno (LN), 3) allungamento del rizoma (RE, mm a^{-1}); a livello di popolazione - 4) profondità del limite inferiore (LLD, m), 5) ricoprimento di *P. oceanica* presso il limite inferiore (LLC, %), 6) densità (SD, fasci m^{-2}); a livello di comunità - 7) biomassa epifita (EB, mg_{PS} cm^{-2}); a livello di paesaggio - 8) Indice di Conservazione (CI), 9) Indice di Sostituzione (SI), 10) Indice di *Phase Shift* (PSI) e 11) l'indice integrato PREI. I valori dei descrittori utilizzati sono stati classificati in cinque classi di stato ecologico: *bad* (B), *poor* (P), *moderate* (M), *good* (G), *high* (H) secondo le rispettive scale di riferimento (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2011). Per la biomassa epifita è stata utilizzata la seguente scala empirica: B≥0,6 mg_{PS} cm^{-2}; P≥0,3 mg_{PS} cm^{-2}; M≥0,2 mg_{PS} cm^{-2}; G≥0,1 mg_{PS} cm^{-2}; H<0,1 mg_{PS} cm^{-2}.

Risultati - La Tab. 1 riporta lo stato ecologico per gli indicatori e indici impiegati e ottenuto per ognuna delle 13 praterie analizzate. A livello di specie, la superficie fogliare della maggior parte delle praterie è scarsa, non superando i 218 cm^2 $fascio^{-1}$; si distinguono in positivo Manara (445 cm^2 $fascio^{-1}$) e in negativo Diano Marina (102 cm^2 $fascio^{-1}$). Invece, il numero di foglie prodotte e l'allungamento del rizoma mostrano per lo più valori discreti. Il numero di foglie varia da 5,4 (Pedale) a 8,1 (Vado Ligure); l'allungamento del rizoma da 5,1 mm a^{-1} (Monterosso) a 12,4 mm a^{-1} (Vado Ligure). A livello di popolazione, il limite inferiore si trova sempre a profondità piuttosto superficiali. Il valore minimo è di 12,6 m (Pagana), mentre solo le praterie di Sanremo, Framura e Camogli mostrano valori relativamente più elevati (25-28 m). Il ricoprimento di *P. oceanica* presso il limite inferiore risulta invece elevato (>50%) in quasi tutti i siti di studio: valori inferiori si osservano solo a Diano Marina (30%) e a Sanremo (5%). La densità mostra grande variabilità: nelle praterie di Framura, Diano Marina e Sanremo supera i 500 fasci m^{-2}, mentre in quelle di Bergeggi e Vado Ligure è di soli 200-250 fasci m^{-2}. A livello di comunità associata, anche la biomassa epifita mostra elevata variabilità: i valori maggiori si osservano a Vado Ligure (0,88 mg_{PS} cm^{-2}), i minori a Diano Marina (0,06 mg_{PS} cm^{-2}). A livello di paesaggio, SI e PSI sono pari a 0 nella maggior parte delle praterie, con massimi di 0,1 per entrambi a Diano Marina. Anche CI mostra per lo più valori superiori a 0,7, ad eccezione delle praterie di Pedale, Bergeggi, Manara e Pagana (che presenta un minimo assoluto di 0,54). Infine, il PREI presenta valori superiori a 0,55 nella maggior parte dei casi, con massimi a Framura (0,78) e Manara (0,79) e un minimo assoluto a Bergeggi (0,48).

Tab. 1 - Classificazione dello stato delle praterie di *Posidonia oceanica* in Liguria secondo indicatori a livello di specie (LS=superficie fogliare; LN=numero foglie annue; RE=allungamento rizoma annuo), di popolazione (LLD=profondità del limite inferiore; LLC=copertura di *P. oceanica* presso il limite inferiore; SD=densità dei fasci), di comunità (EB=biomassa epifita), gli indici di paesaggio (CI=Indice di Conservazione; SI=Indice di Sostituzione; PSI=Indice di *Phase Shift*), e integrato (PREI=*Posidonia Rapid Easy Index*). 1 e 2 sono i due transetti.

Classification of the status of the Posidonia oceanica *meadows of Liguria according to indices at the level of species (LS=leaf surface; LN=number of leaves; RE=rhizomes elongation), population (LLD=lower limit depth; LLC=cover of* P. oceanica *at the lower limit; SD=shoot density), community (EB=epiphyte biomass), seascape (CI=Conservation Index; SI=Substitution Index; PSI=Phase Shift Index), and integrated (PREI=Posidonia Rapid Easy Index). 1 and 2 are the two transects.*

	VADO LIGURE		BERGEGGI		NOLI		DIANO MARINA		SANREMO		OSPEDALETTI		VENTIMIGLIA	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
LS	G	G	B	B	P	P	B	B	P	B	P	P	P	P
LN	M	G	M	M	M	M	M	P	M	M	M	M	G	M
RE	H	G	M	G	G	M	M	G	M	G	M	G	G	M
LLD	B	B	B	B	B	B	B	B	P	M	B	B	B	B
LLC	H	H	H	H	H	H	H	H	P	H	H	H	H	H
SD	M	P	P	M	G	M	H	G	M	H	M	M	G	G
EB	B	B	G	H	M	G	H	H	H	H	P	P	H	G
CI	H	G	M	G	G	G	H	G	G	G	G	H	H	H
SI	H	H	H	H	H	H	H	G	H	H	H	H	H	H
PSI	H	H	G	H	H	H	H	G	H	H	H	H	H	H
PREI	G	G	M	M	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G

	FRAMURA		MONTEROSSO		PEDALE		CAMOGLI		PAGANA		MANARA	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
LS	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	H	G
LN	M	M	M	M	B	M	M	P	P	P	M	M
RE	G	M	M	M	M	M	G	M	M	M	G	M
LLD	M	P	B	P	B	B	P	M	B	B	B	B
LLC	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H
SD	M	H	G	M	G	M	G	M	G	M	M	G
EB	M	M	G	G	P	B	M	G	M	P	P	P
CI	G	H	H	G	M	G	G	G	M	M	M	G
SI	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H
PSI	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H
PREI	G	H	G	G	M	M	G	G	M	M	H	G

H High
G Good
M Moderate
P Poor
B Bad

Conclusioni - L'approccio multilivello utilizzato in questo studio evidenzia una notevole incoerenza tra gli indicatori e gli indici comunemente adottati per valutare lo stato delle praterie di *Posidonia oceanica*. La maggiore variabilità è stata riscontrata a livello di specie e di popolazione. Questo può essere in parte dovuto alla stagionalità, di cui alcuni dei descrittori considerati risentono fortemente, ed in parte alla classificazione utilizzata (UNEP/MAP-RAC/SPA, 2011) che prevede classi inadatte alla realtà della Liguria, estremo settentrionale dell'areale di distribuzione di *P. oceanica*. Un esempio di questa inadeguatezza è la profondità del limite inferiore che in Mar Ligure raramente supera i 30 m (Bianchi e Peirano, 1995), un valore che per la classificazione di riferimento risulta appena sufficiente. Gli indici a livello di paesaggio (CI, SI, PSI) e l'indice integrato PREI risultano coerenti tra loro, sebbene il PREI, considerando diversi livelli di complessità nella sua formulazione, tenda ad omogeneizzare il risultato finale. In generale, nelle praterie meno impattate gli

indici tendono ad essere più coerenti tra loro, mentre nelle praterie più alterate dalle attività antropiche gli indici forniscono informazioni contrastanti. Complessivamente le praterie che hanno mostrato un migliore stato di salute sembrano essere quelle più lontane dai grandi centri urbani (Framura, Ventimiglia, Manara) o quelle situate all'interno di aree marine protette (Camogli, Monterosso), anche se la prateria di Bergeggi, pur trovandosi all'interno di un'area marina protetta (Oprandi *et al*., 2014, 2015), mostra uno stato comparabile a quello di praterie fortemente impattate dall'uomo, come quella di Pagana (Lasagna *et al*., 2011). I risultati di questo studio evidenziano l'utilità di un approccio multilivello: descrittori applicati a diversi livelli di complessità forniscono informazioni complementari tra loro permettendo una più completa e corretta valutazione dello stato ecologico di *P. oceanica.*

Bibliografia

BIANCHI C.N., PEIRANO A. (1995) - *Atlante delle fanerogame marine della Liguria:* Posidonia oceanica *e* Cymodocea nodosa. ENEA, Centro Ricerche Ambiente Marino, La Spezia: 1-146.

BURGOS E., MONTEFALCONE M., FERRARI M., PAOLI C., VASSALLO P., MORRI C., BIANCHI C.N. (2017) - Ecosystem functions and economic wealth: trajectories of change in seagrass meadows. *J. Clean. Prod.*, **168**: 1108-1119.

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** (7): 1031-1039.

GOBERT S., SARTORETTO S., RICO-RAIMONDINO V., ANDRAL B., CHERY A., LEJEUNE P., BOISSERY P. (2009) - Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the *Posidonia oceanica* Rapid Easy Index: PREI. *Mar. Pollut. Bull.*, **58** (11): 1727-1733.

LASAGNA R., MONTEFALCONE M., ALBERTELLI G., CORRADI N., FERRARI M., MORRI C., BIANCHI C.N. (2011) - Much damage for little advantage: field studies and morphodynamic modelling highlighted the environmental impact of an apparently minor coastal mismanagement. *Estuar. Coast. Shelf Sci*., **94** (3): 255-262.

MONTEFALCONE M. (2009) - Ecosystem health assessment using the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: a review. *Ecol. Indic.*, **9** (4): 595-604.

MONTEFALCONE M., VACCHI M., ARCHETTI R., ARDIZZONE G., ASTRUCH P., BIANCHI C.N., CALVO S., CRISCOLI A., FERNÁNDEZ-TORQUEMADA Y., LUZZU F., MISSON G., MORRI C., PERGENT G., TOMASELLO A., FERRARI M. (2019) - Geospatial modelling and map analysis allowed measuring regression of the upper limit of *Posidonia oceanica* seagrass meadows under human pressure. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **217**: 148-157.

OPRANDI A., MONTEFALCONE M., FERRARI M., MORRI C., BIANCHI C.N. (2014) - Invasione della specie aliena *Caulerpa racemosa* e cambiamento di fase nella prateria di *Posidonia oceanica* di Bergeggi. *Biol. Mar. Mediterr.*, **21** (1): 101-104.

OPRANDI A., MONTEFALCONE M., VACCHI M., COPPO S., DIVIACCO G., MORRI C., FERRARI M., BIANCHI C.N. (2015) - Combining modelling and historical data to define the status of *Posidonia oceanica* meadows. In: Langar H., Bouafif C., Ouerghi A. (eds), *Proceedings of the 5th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation (Portorož, Slovenia, 27-28 October 2014)*. RAC/SPA Publ., Tunis: 119-124.

UNEP/MAP-RAC/SPA (2011) - Draft guidelines for the standardization of mapping and monitoring methods of marine Magnoliophyta in the Mediterranean. Tenth Meeting of Focal Points for SPAs. Marseilles (France), 17-20 May 2011. RAC/SPA Publ., UNEP (DEPI)/MED WG 359/9: 1-63.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 73-76

L. Piazzi, P. Gennaro[1], E. Cecchi[2], M. Montefalcone[3], T. Bacci[1], F. Atzori[4], G. Gatti[5], I. Guala[6], G. Marino[2], M. Penna[1], S. Sartoretto[7], B. Trabucco[1], F. Serena[8]

Dipartimento di Chimica e Farmacia, Università di Sassari, Via Piandanna, 4 - 07100 Sassari, Italia.
lpiazzi@uniss.it
[1]Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), Livorno-Roma, Italia.
[2]ARPAT - Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana, Livorno, Italia.
[3]DISTAV, Università di Genova, Italia.
[4]Area Marina Protetta Capo Carbonara, Villasimius (CA), Italia.
[5]Associazione di Promozione Sociale 'Successione Ecologica', Pandino (CR), Italia.
[6]IMC - International Marine Centre, Oristano, Italia.
[7]IFREMER, Seyne-sur-mer Cedex, France.
[8]CNR - IRBIM, Mazara del Vallo (TP), Italia.

DIECI ANNI DI APPLICAZIONE DELL'INDICE ESCA NELLA VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ ECOLOGICA DEL CORALLIGENO DI PARETE

TEN YEARS OF APPLICATION OF THE ESCA INDEX IN THE EVALUATION OF SHALLOW CORALLIGENOUS ECOLOGICAL QUALITY

Abstract *- The ESCA index has been used in 40 sites of the North-western Mediterranean Sea and it has been employed in monitoring plans of marine protected areas and impact evaluation studies. The studies encompassed ten years during which the index resulted a suitable tool to define the ecological quality of coralligenous reefs.*

Key-words: *coralligenous reefs, ecological status, monitoring, impact evaluation studies.*

Introduzione - Il coralligeno rappresenta uno degli habitat più importanti del Mediterraneo, in termini di estensione, biodiversità, produzione e ruolo nel ciclo del carbonio (Bianchi, 2001; Ballesteros, 2006; Martin *et al*., 2014). Gli habitat a coralligeno sono pertanto riconosciuti importanti bioindicatori di qualità ambientale e sono inseriti tra gli habitat da monitorare ai sensi della *Marine Strategy Framework Directive* (2008/56 CE) (EU, 2008). Risulta pertanto necessario valutarne la qualità ecologica, ai fini della definizione e del mantenimento del buono stato ambientale dei sistemi marino costieri. L'indice di qualità ecologica ESCA (*Ecological Status of Coralligenous Assemblages*) è stato proposto quale strumento di valutazione dello stato ecologico del coralligeno di parete ed è stato utilizzato a partire dal 2008 (Cecchi *et al*., 2014; Piazzi *et al*., 2017). Il presente contributo riassume i dati ottenuti in 10 anni di utilizzo dell'indice.

Materiali e metodi - I risultati derivano da quattro distinti studi. *Studio 1*. ESCA è stato applicato in 40 siti distribuiti lungo le coste di Toscana, Lazio, Sardegna, Liguria e Provenza. Per ogni sito è stato calcolato anche il livello di antropizzazione come definito in Piazzi *et al*. (2015). *Studio 2*. L'indice è stato impiegato nel monitoraggio costiero lungo le coste toscane tra il 2008 e il 2016. Sono stati campionati 3 siti (Montecristo, Livorno e Argentario) ogni 3 anni (T1=2008; T2=2012; T3=2016). *Studio 3*. L'indice è stato utilizzato nel monitoraggio costiero all'interno dell'AMP di Capo Carbonara-Villasimius. Sono stati campionati 3 siti nel 2013 e nel 2017. *Studio 4*. L'indice è stato impiegato nella valutazione dell'impatto del cantiere di rimozione del relitto della M/N Costa Concordia all'Isola del Giglio (Penna *et al*., 2018). Sono stati campionati il sito

disturbato (cantiere di Punta Gabbianara) e due siti di controllo, posti circa 1 km a nord (Secca della Croce) e sud (Le Scole) del sito disturbato, per 3 anni (2015, 2016 e 2017). In ciascun sito di studio sono state campionate 3 aree alla profondità di 35 m su superficie verticale, ciascuna di dimensioni pari a circa 4 m^2 e distanti tra loro circa 5 m. In ogni area sono state effettuate 10 repliche consistenti in campionamenti fotografici di 0,2 m^2. Le immagini sono state analizzate mediante il software ImageJ (http://imagej.nih.gov/ij/download.html). Il calcolo dell'indice ESCA, il cui valore varia tra 0 e 1, è stato effettuato mediando i tre valori di EQR' (*Ecological Quality Ratio*) ottenuti attraverso la definizione di: i) sensibilità dei *taxa* presenti (*Sensitivity Level*); ii) diversità alpha (numero di *taxa* o gruppi); iii) diversità beta (eterogeneità dei popolamenti, ottenuta come distanza dai centroidi calcolata con analisi PERMDISP utilizzando il programma PRIMER 6+PERMANOVA; Anderson *et al*., 2006). I valori di EQR' sopra riportati sono stati calcolati come rapporto tra il valore di EQV (*Environmental Quality Value*) ottenuto per ciascun descrittore nel sito indagato (EQV_{SL}, EQV_{α}, EQV_{β}) e il valore di EQV calcolato per ciascun descrittore nei siti di riferimento. Ogni sito è stato poi classificato in base alle seguenti cinque classi di qualità ecologica: 0-0,2 pessima, 0,21-0,4 cattiva, 0,41-0,6 moderata, 0,61-0,8 buona, 0,81-1 elevata (Piazzi *et al*., 2017).

Risultati - *Studio 1*. I valori dell'indice ESCA nei siti indagati variavano tra 0,46 e 0,98 e mostravano un andamento opposto a quello del livello di antropizzazione (Fig. 1).

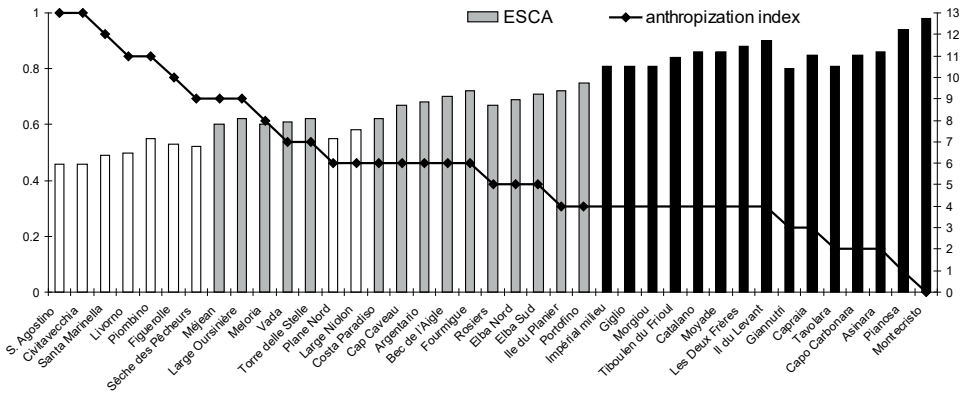


Fig. 1 - Studio 1. Valori di ESCA (asse y, sinistra) (i colori mostrano le classi di qualità ecologica: bianco=moderata, grigio=buona, nero=elevata) e del livello di antropizzazione (asse y, destra).

Study 1. Values of ESCA (y axis, left) (colours are the classes of ecological quality: white=moderate, grey=good, black=high) and of the anthropization level (y axis, right).

Studio 2. Nel periodo indagato i valori dell'indice sono risultati sempre superiori nell'Isola di Montecristo rispetto ai siti considerati lungo la costa continentale. A Livorno essi erano sempre inferiori a quelli rilevati all'Argentario (Fig. 2). *Studio 3*. I valori di ESCA si sono mantenuti simili tra i due anni di monitoraggio in due dei tre siti campionati, mentre sulla Secca di Santa Caterina (AMP Capo Carbonara) hanno mostrato un calo significativo in seguito ad un evento di sviluppo di mucillagini bentoniche dovute all'Ochrophyta *Acinetospora crinita* (Carmichael) Sauvageau, 1899 (Piazzi *et al*., 2018) (Fig. 3). *Studio 4*. I valori dell'indice sono risultati sempre inferiori nel sito disturbato rispetto ai siti controllo durante tutto il periodo indagato (Fig. 4).

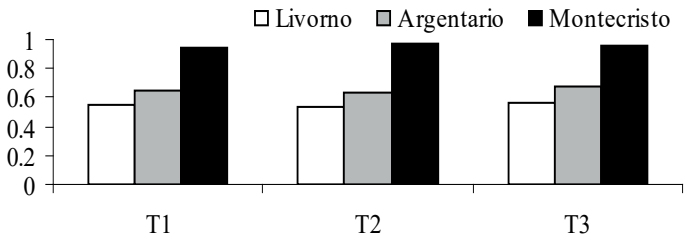


Fig. 2 - Studio 2. Valori di ESCA nel monitoraggio in Toscana nei 3 anni di campionamento (T1, T2, T3).
Study 2. Values of ESCA in Tuscany monitoring during the 3 sampling years (T1, T2, T3).

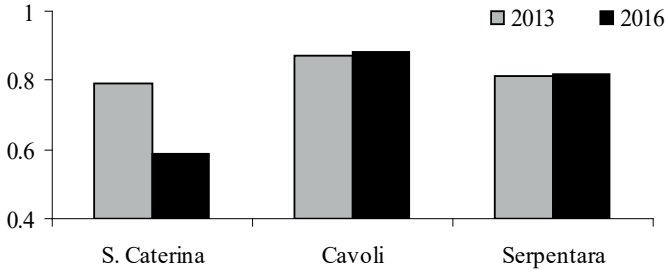


Fig. 3 - Studio 3. Valori di ESCA nell'AMP di Capo Carbonara-Villasimius nei 2 anni di campionamento.
Study 3. Values of ESCA in the MPA of Capo Carbonara-Villasimius during the 2 sampling years.

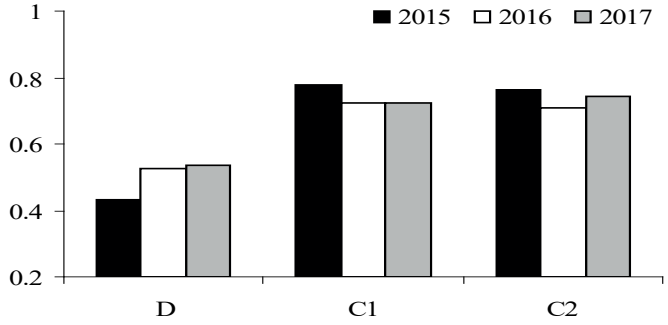


Fig. 4 - Studio 4. Valori di ESCA all'Isola del Giglio nei 3 anni di campionamento. D=sito disturbato; C1, C2=siti di controllo.
Study 4. Values of ESCA at Giglio Island in the 3 sampling years. D=disturbed site; C1, C2=reference sites.

Conclusioni - A 10 anni dal suo primo utilizzo, l'indice ESCA si è dimostrato efficace nel discriminare siti caratterizzati da differente grado di antropizzazione. Il suo utilizzo nel monitoraggio costiero ha permesso di evidenziare l'insorgenza di disturbi che hanno agito differentemente nei siti campionati. Inoltre, si è dimostrato essere un efficace strumento di indagine all'interno di piani di monitoraggio per la valutazione di impatti ambientali di natura accidentale e di carattere eccezionale. Fino ad oggi l'indice ESCA è stato impiegato nel bacino nord-occidentale del

Mediterraneo; sarebbe quindi auspicabile ampliarne la scala spaziale di applicazione, testando l'indice anche in altre aree mediterranee e identificando altrettanti idonei siti di riferimento.

Bibliografia

ANDERSON M.J., ELLINGSEN K.E., McARDLE B.H. (2006) - Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecol. Lett.*, **9** (6): 683-693.

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

BIANCHI C.N. (2001) - La biocostruzione negli ecosistemi marini e la biologia marina italiana. *Biol. Mar. Mediterr.*, **8** (1): 112-130.

CECCHI E., GENNARO P., PIAZZI L., RICEVUTO E., SERENA F. (2014) - Development of a new biotic index for ecological status assessment of Italian coastal waters based on coralligenous macroalgal assemblages. *Eur. J. Phycol.*, **49** (3): 298-312.

EU (2008) - 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). *Official Journal of the European Union*, L. 164: 19-40.

MARTIN C.S., GIANNOULAKI M., DE LEO F., SCARDI M., SALOMIDI M., KNITTWEIS L., PACE M.L., GAROFALO G., GRISTINA M., BALLESTEROS E., BAVESTRELLO G., BELLUSCIO A., CEBRIAN E., GERAKARIS V., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., SCHEMBRI P.J., TERRIBILE K., RIZZO L., BEN SOUISSI J., BONACORSI M., GUARNIERI G., KRZELJ M., MACIC V., PUNZO E., VALAVANIS V., FRASCHETTI S. (2014) - Coralligenous and maërl habitats: predictive modelling to identify their spatial distributions across the Mediterranean Sea. *Sci. Rep.*, **4**: 5073.

PENNA M., GENNARO P., BACCI T., TRABUCCO B., CECCHI E., MANCUSI C., PIAZZI L., RENDE F.S., SERENA F., CICERO A.M. (2018) - Multiple environmental descriptors to assess ecological status of sensitive habitats in the area affected by the Costa Concordia shipwreck (Giglio Island, Italy). *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **98** (1): 51-59.

PIAZZI L., ATZORI F., CADONI N., CINTI M.F., FRAU F., CECCHERELLI G. (2018) - Benthic mucilage blooms threaten coralligenous reefs. *Mar. Environ. Res.*, **140**: 145-151.

PIAZZI L., GENNARO P., CECCHI E., SERENA F. (2015) - Improvement of the ESCA index for the evaluation of ecological quality of coralligenous habitats under the European framework directives. *Mediterr. Mar. Sci.,* **16** (2): 419-426.

PIAZZI L., GENNARO P., CECCHI E., SERENA F., BIANCHI C.N., MORRI C., MONTEFALCONE M. (2017) - Integration of ESCA index through the use of sessile invertebrates. *Sci. Mar.*, **81** (2): 283-290.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 77-80

A. Sfriso, M.A. Wolf, P. Franzoi, A.A. Sfriso

Department of Environmental Sciences, Informatics & Statistics (DAIS),
Università Ca' Foscari di Venezia,
Via Torino, 155 - 30172 Mestre (VE), Italy.
sfrisoad@unive.it

MICROCALCAREOUS SEAWEEDS TO ASSESS TROPHIC CHANGES IN TRANSITIONAL WATERS

MACROALGHE CALCAREE MICROSCOPICHE PER LA VALUTAZIONE DELLO STATO TROFICO DEGLI AMBIENTI DI TRANSIZIONE

Abstract - *The analysis of a wide dataset of macrophytes and the most common water parameters shows that the presence/absence and the density of microcalcareous seaweeds can be an useful tool to monitor the trophic status of the environment. These seaweeds are affected by pH changes that in turn are related to nutrient concentrations and macroalgal growth and decomposition that regulate the trophic status of the environment.*

Key-words: *microcalcareous seaweeds, eutrophication, pH changes, ecological status, Venice lagoon.*

Introduction - Transitional water systems (TWSs), under pristine or poorly impacted conditions, should be mainly colonized by aquatic angiosperms (Orfanidis *et al*., 2003; Sfriso *et al*., 2007). These plants are important ecosystem engineers with relevant ecosystem functions, but they are also very sensitive to environmental degradation and are used as indicators of environmental changes. However, some microscopic calcareous seaweeds are even more sensitive, especially in relation to trophic status. These species are some hundred μm large and 20-30 μm thick, and their presence is strongly affected by pH changes. This study aims at assessing short-term responses of these species in terms of presence/absence and number of taxa in relation to variation of physico-chemical parameters and nutrient concentration. In fact, these small calcareous seaweeds are among the most sensitive organisms to assess environmental variations; their presence/absence can quickly provide information about the ecological status of the environment considered.

Materials and methods - We examined the presence/absence of small calcareous Rhodophyta of the Genera *Hydrolithon* [*H. farinosum* (J.V. Lamouroux) Penrose & Y.M. Chamberlain, *H. borealis* (Foslie) Y.M. Chamberlain, *H. cruciatum* (Bressan) Y.M. Chamberlain], *Pneophyllum* (*P. fragile* Kützing) and *Melobesia* [*M. membranacea* (Esper) J.V. Lamouroux] in the springs of the period 2004-2014 (Fig. 1). Seaweeds were sampled at 257 sites in the widest Italian TWSs (Venice: 550 km^2, Grado and Marano: 158 km^2, Valli di Comacchio: 110 km^2, Po Delta: 178 km^2, Pialassa della Baiona: 11 km^2, Lesina: 51 km^2, and Orbetello: 27 km^2) with a water surface accounting for ca 78% of the Italian TWSs (Sfriso *et al*., 2017). In addition, the relationships between microcalcareus taxa and the main water physico-chemical parameters (pH, %DO, water transparency, salinity, Chl-*a*, RP, NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-), aquatic angiosperm [*Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, *Zostera marina* Linnaeus, *Zostera noltei* Hornemann and *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande] coverage, the presence of sensitive seaweeds and MaQI responses were analysed.

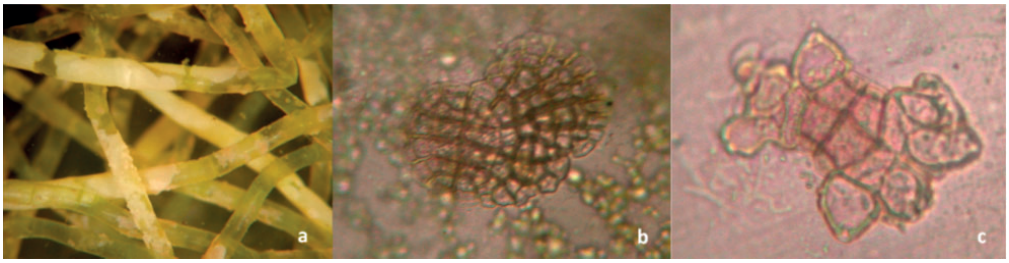


Fig. 1 - a) Microcalcareous macroalgae on *Chaetomorpha linum* (O.F. Müller) Kützing filaments; b) view of a young *P. fragile* thallus; c) view of a young *H. borealis* thallus.
a) Macroalghe microcalcaree su filamenti di Chaetomorpha linum *(O.F. Müller) Kützing; b) aspetto di un giovane tallo di* P. fragile*; c) aspetto di un giovane tallo di* H. borealis.

Results - The number of sites without microcalcareous species was 143 (55.6% of the total). Forty-five (17.5%) sites hosted one species. Thirty-nine sites (15.2%) hosted two species and twenty-eight sites (10.9%) three species. Only two sites had 4 species. The relationship between the number of microcalcareous seaweeds and water pH is shown in Fig. 2.

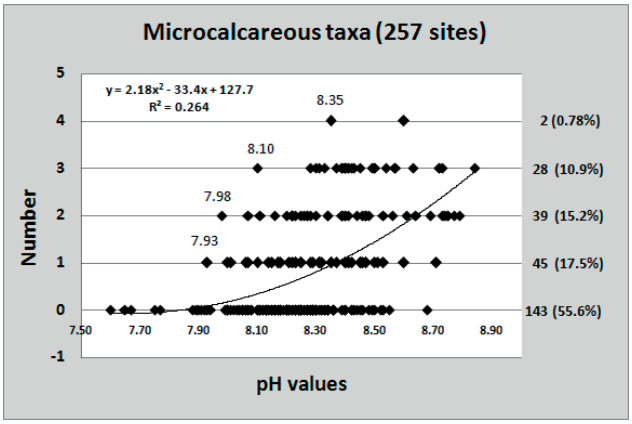


Fig. 2 - Relationship between number of seaweed microcalcareous taxa and water pH values.
Relazione tra il numero di taxa di macroalghe microcalcaree e i valori di pH della colonna d'acqua.

The microcalcareous taxa begun to appear at pH 7.93 with only one species, whereas at lower pH values these algae where not recorded. The highest number of calcareous seaweeds was recorded at pH above 8.35. Spearman's coefficients (Tab. 1) between the number of microcalcareous taxa (and for comparison of sensitive taxa, and the cover of individual and total angiosperms) and some environmental parameters of the water column were analysed. Microcalcareous taxa showed significant ($p<0.05$, $p<0.01$) positive correlations with pH, water transparency, salinity and %DO. Significant negative correlations were recorded with Chl-*a,* nitrites, nitrates and DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen=sum of ammonium, nitrite and nitrate). Aquatic angiosperms, sensitive taxa and MaQI showed similar trends. Among the angiosperms, *C. nodosa* showed significant positive correlations with pH, %DO and water transparency, *Z. marina* with pH and water transparency, while *R. cirrhosa* with pH (but it was inversely correlated with salinity).

Tab. 1 - Spearman's coefficients between some macrophyte variables and physico-chemical parameters of the water column.
Coefficienti di Spearman tra alcune variabili delle macrofite e i parametri fisico-chimici della colonna d'acqua.

Spearman's non parametric coefficients (257 sites)

	%DO	Secchi	Salinity	pH	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	DIN	RP	Chl-*a* tot
N° calcareous taxa	0.15	0.32	0.18	0.49	-0.06	-0.17	-0.16	-0.15	-0.11	-0.21
Sensitive taxa	0.163	0.29	0.23	0.51	0.01	-0.19	-0.14	-0.11	-0.11	-0.23
C. nodosa cover	0.25	0.17	0.09	0.41	-0.02	-0.07	-0.07	-0.07	-0.04	-0.11
Z. marina cover	0.10	0.17	0.14	0.18	-0.09	-0.10	-0.10	-0.13	-0.06	-0.11
Z. noltei cover	-0.06	0.120	0.07	0.117	-0.05	-0.07	-0.02	-0.04	-0.04	-0.08
R. cirrhosa cover	-0.02	0.07	-0.24	0.19	-0.04	-0.04	0.04	0.01	0.00	-0.03
Total angiosperms	0.21	0.27	0.11	0.45	-0.10	-0.14	-0.11	-0.14	-0.07	-0.17
MaQI	0.22	0.35	0.15	0.52	-0.17	-0.20	-0.17	-0.23	-0.120	-0.30

In blue p<0.05 per r ≥ |0.123| ; in red p<0.01 per r ≥ |0.164|

The highest number of correlations was recorded for MaQI, showing the robustness of this index to assess the ecological status of TWS. The number of microcalcareous taxa was also significantly correlated with the total angiosperm cover (Tab. 2) but the correlation was considerably different among different species.

Tab. 2 - Spearman's coefficients between calcareous taxa, sensitive taxa, MaQI and aquatic angiosperms.
Coefficienti di Spearman tra le piccole macroalghe calcaree, le macroalghe di elevato valore ecologico, il MaQI e le angiosperme acquatiche.

Spearman's non parametric coefficients (257 sites)

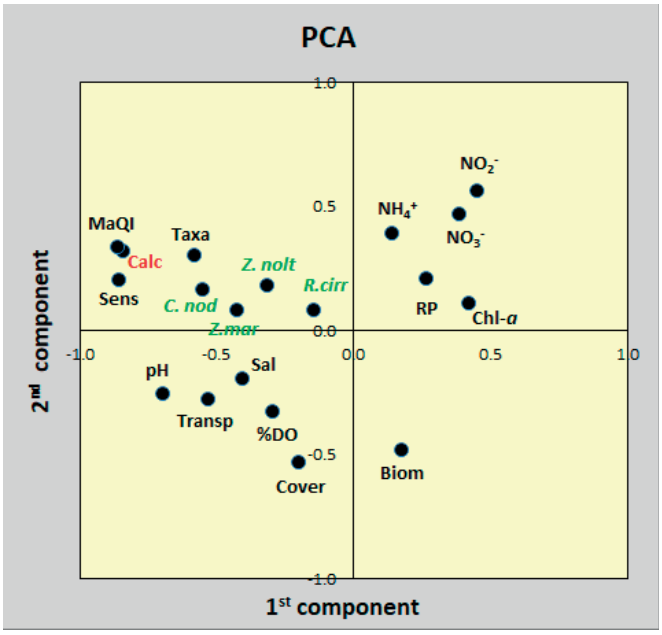
	C. nod	*Z. mar*	*Z. nolt*	*R. cirr*	Tot. ang
N° calcareous taxa	0.49	0.47	0.33	0.20	0.73
Sensitive taxa	0.47	0.44	0.32	0.21	0.68
MaQI	0.50	0.51	0.38	0.19	0.77

In blue p<0.05 per r ≥ |0.123| ; in red p<0.01 per r ≥ |0.164|

Legend: *C. nod*=*Cymodocea nodosa*, *Z. mar*=*Zostera marina*, *Z. nolt*=*Zostera noltei*, *R. cirr*=*Ruppia cirrhosa*, Tot ang=Total Angiosperms/Angiosperme totali.

The most significant correlations were recorded for *C. nodosa* and progressively decreased for *Z. marina*, *Z. noltei* and *R. cirrhosa*. Similar results were obtained for the correlations of sensitive taxa and MaQI. The Principal Components Analysis (PCA, Fig. 3) confirmed these results, showing that the microcalcareous taxa are strongly linked to pH changes and water transparency, whereas they are in opposition to the concentration of nutrients behaving like MaQI and sensitive species.

Conclusions - Microcalcareous macroalgae are very sensitive organisms whose presence/absence is an excellent indicator to assess the trophic status of the environment. These species are more sensitive than aquatic angiosperms to environmental changes because, due to their microscopic spores and gametes, can recolonise degraded/restored environments in a few months. In contrast aquatic angiosperms require much longer times, depending on the availability of seeds which, given their larger size, are not easily carried by the currents. Therefore, the record of microcalcareous macroalgae could be an easy and rapid tool to evaluate the ecological conditions of a TWS even in the absence of aquatic angiosperms.



Legend/*Legenda*: Sal=salinity/*salinità*, Transp=water transparency/*trasparenza della colonna d'acqua*, RP=reactive phosphorus/*fosforo reattivo*, Chl-*a*=chlorophyll-*a*/*clorofilla*-a, Biom=total seaweed biomass/*biomassa totale delle macroalghe*, Cover=total seaweed cover/*copertura totale delle macroalghe*, Sens=No. of sensitive species/*n° di specie di elevato valore ecologico*, Calc=No. of calcareous species/*n° di specie calcarizzate*, *C. nod*=*Cymodocea nodosa*, *Z. mar*=*Zostera marina*, *Z. nolt*=*Zostera noltei*, *R. cirr*=*Ruppia cyrrhosa*.

Fig. 3 - PCA biplot between calcareous taxa, some biological variables and environmental parameters.
Biplot tra le piccole specie calcarizzate, alcune variabili ecologiche e parametri ambientali.

References

ORFANIDIS S., PANAYOTIDIS P., STAMATIS N. (2003) - An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecol. Indic.*, **3** (1): 27-33.

SFRISO A., BUOSI A., FACCA C., SFRISO A.A. (2017) - Role of environmental factors in affecting macrophyte dominance in transitional environments: the Italian lagoons as a study case. *Mar. Ecol.*, **38** (2): e12414.

SFRISO A., FACCA C., GHETTI P.F. (2007) - Rapid Quality Index (R-MaQI), based mainly on macrophyte associations, to assess the ecological status of Mediterranean transitional environments. *Chem. Ecol.*, **23** (6): 493-503.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 81-84

M. Vacchi, E. Carlig, A. Dagnino[1], D. Di Blasi, L. Ghigliotti,
C. Presutti[2], C. Forniz[3]

Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Via De Marini, 6 - 16149 Genova, Italy.
marino.vacchi@ias.cnr.it
[1]ARPAL-Liguria, Genova, Italy.
[2]Centro Immersioni Mediterranea, Ostia (RM), Italy.
[3]AMP "Secche di Tor Paterno", RomaNatura, Regione Lazio, Roma, Italy.

SUBMERSIBLE ROTATING VIDEO (SRV) TO MONITOR FISH FAUNA. A CASE STUDY IN THE "SECCHE DI TOR PATERNO" MPA

MONITORAGGIO IN REMOTO DELLA FAUNA ITTICA NELL'AMP "SECCHE DI TOR PATERNO" MEDIANTE USO DI SUBMERSIBLE ROTATING VIDEO (SRV) SYSTEM

Abstract *- Monitoring the fish community of Marine Protected Areas (MPAs) is routinely performed by Underwater Visual Census (UVC). Technological advancements make it possible today to carry out these investigations through remote underwater systems, by simulating the Bohnsack-Bannerot technique of fixed points, commonly used in visual census, without the commitment of scientific divers. In 2016-17 we successfully used a Submersible Rotating Video (SRV) system in the "Secche di Tor Paterno" MPA (Central Tyrrhenian), to survey abundance and behavior of the mobile fish fauna, with particular reference to groupers. The positive results stress the attributes of SRV system as a suitable tool in the context of UVC surveys of the fish fauna in MPAs.*

Key-words: *UVC, SRV, Fish, Groupers, "Secche di Tor Paterno" MPA.*

Introduction - The Marine Protected Area (MPA) "Secche di Tor Paterno" extends for 1378 ha at about 7 kilometres off the Latium coast, in correspondence of a submerged rocky complex, not connected to the mainland. In the area the seabed is highly heterogeneous, with rock formations extended at depth between 18 and 50 m, biogenic sand, coralligenous habitats and *Posidonia oceanica* meadows. Such a diversified suite of habitats hold potential to support elevate faunal richness and biodiversity, especially considering that they are surrounded by expanses of soft bottoms. However, despite its potential relevance for the MPA, only few studies have been performed to date addressing the local fish diversity. A suite of different methodologies, spanning from fishery-dependent to non-extractive diver mediated visual census, have been applied over time to record vertebrate and macroinvertebrate species in the area (Ardizzone *et al*., 1998; Cataudella, 2005; Vacchi *et al*., 2012; Guidetti *et al*., 2014), highlighting a high specific fish biomass and diversity. Noteworthy adult specimens of the brown grouper, *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834), and of the mottled grouper, *Mycteroperca rubra* (Bloch, 1793) were recorded in the MPA. Those species are charismatic, *i.e.* highly attractive for the users of the reserve, therefore detailed information on their distribution and abundance is mandatory for the implementation of management and protection measures in the protected area. In order to improve current information on the local fish fauna, in 2016 and 2017 we performed a survey in the MPA "Secche di Tor Paterno" by the use of a Submersible Rotating Video (SRV) system (Koenig and Stallings, 2015). Such a system, working in remote, was designed to simulate the visual census technique "fixed point", usually operated by divers (Bohnsack and Bannerot, 1986) and successfully used in shallow waters in the reef area of the Gulf of Mexico. Here we report on the first time use of SRV in the Mediterranean, and describe the most relevant results obtained in the study of the MPA fish fauna.

Materials and methods - The SRV system is composed of a compact waterproof cylindrical housing, 15.24 cm in diameter, containing an electric motor, powered by a rechargeable battery, which central shaft is connected in the upper side to a GoPro camera. The technical details of the SRV system are described in Koenig and Stallings (2015). The SRV was settled to the bottom by means of a weight, and kept upright by a buoy. The system was set to perform a 360° rotation of the camera in about 60 seconds and to obtain 18 minutes long video footages. In 2016, a preliminary activity was carried out in the "Secche di Tor Paterno" MPA to test the SRV system and to set up the sampling design. The radius of the visually sampled area was standardized by testing the visibility in the field. A good visual quality was confirmed in a circular area of 100 m^2 (5.6 m radius) around the SRV. The survey was implemented in 2017, visual sampling activities were performed in spring (May-June), summer (June-July), and autumn (September-October). Post-capture *ex situ* analyses were performed on the ten consecutive 360° rotations, selected in the central part of each video footage. All fishes in the videos were classified to the lowest taxonomic level, and their frequency of occurrence recorded. The video footages were specifically analysed for the presence and abundance of the two charismatic groupers *E. marginatus* and *M. rubra.* Information on habitat occupancy and associated species, as well as on behaviour, was gathered.

Results - Overall, the survey allowed collecting a relevant amount of high quality videos documenting different seasons of the year. A total of 33 SRV deployments were performed in the MPA at depths between 18 and 30 meters, resulting in 114 video footages. The analysis of the videos allowed to detect the presence of 32 species, 31 teleosts, and one elasmobranch (Tab. 1), some of which recorded for the first time at the "Secche di Tor Paterno" MPA, such as the Mediterranean sand eel, *Gymnammodytes cicerelus* (Rafinesque, 1810), sighted in large shoals. The visual sampling allowed improving current knowledge on the two groupers *E. marginatus* and *M. rubra.* The occurrence of adult specimens of large size of both species was recorded along the three studied seasons (Tab. 1). *E. marginatus* was recorded more frequently during the summer (%O=15.4), with isolated individuals entering the field of view of the SRV with a reconnaissance attitude and then moving away quickly. *M. rubra* was often recorded in the autumn (%O=46.2), swimming in groups of 10-25 specimens. Given the good quality of the videos, individual photo-identification might be performed based on natural patterns of colours, spots, and permanent signs such as scars and mutilations (as suggested by Giglio *et al*., 2014). The work is still in progress, however at present three specimens of *M. rubra* were unambiguously identified. Interestingly the presence of one of these, characterized by a clear and morphologically recognizable mutilation of the dorsal fin, had previously been documented in the MPA (June 2011, Vacchi, unpublished data), possibly indicating its fidelity to the area. In the summer, an interesting behaviour was observed for a single specimen of *M. rubra.* This specimen, showing an unusual ephemeral yellow-orange colour, was seen trembling along the body while approaching other specimens of the same species. Such a behaviour, and the change in body coloration, have been described as typical of fish that are about to spawn in other species of grouper (Pet *et al*., 2006) and might be associated to courtship and defence of breeding territory.

Tab. 1 - List of fish species observed in the "Secche di Tor Paterno" MPA (SRV survey 2017). The frequency of occurrence (%O) is reported for each species in the various seasonal timeframes. The number of video footages sampled in the various seasons and analysed is reported in brackets.

Lista delle specie ittiche osservate nella AMP "Secche di Tor Paterno" (rilevamento SRV 2017). La frequenza di ritrovamento (%O) è riportata per ogni specie nei vari periodi stagionali. Il numero di filmati video campionati nelle varie stagioni e analizzati è riportato tra parentesi.

	May-June (57)	June-July (31)	September-October (26)
Anthias anthias	7.0	25.6	--
Boops boops	--	--	19.2
Chromis chromis	82.5	79.5	80.8
Coris julis	98.2	74.4	76.9
Dentex dentex	14.0	17.9	11.5
Diplodus annularis	3.5	--	--
Diplodus puntazzo	7.0	2.6	3.8
Diplodus sargus	38.6	30.8	11.5
Diplodus vulgaris	38.6	12.8	7.7
Epinephelus marginatus	7.0	15.4	3.8
Gymnammodytes cicerelus	5.3	--	--
Mullus surmuletus	8.8	--	--
Muraena helena	3.5	5.1	--
Mycteroperca rubra	15.8	25.6	46.2
Myliobatis aquila	--	2.6	3.8
Oblada melanura	1.8	--	--
Pagellus erythrinus	--	2.6	--
Sarda sarda	5.3	--	--
Sarpa salpa	7.0	2.6	3.8
Sciaena umbra	--	2.6	--
Seriola dumerilii	1.8	7.7	3.8
Serranus cabrilla	75.4	64.1	57.7
Serranus scriba	--	5.1	--
Spicara smaris	7.0	17.9	34.6
Spondyliosoma cantharus	36.8	7.7	3.8
Symphodus doderleini	10.5	2.6	--
Symphodus mediterraneus	26.3	20.5	19.2
Symphodus melanocercus	5.3	7.7	3.8
Symphodus sp.	5.3	--	--
Symphodus tinca	7.0	5.1	--
Trachinotus ovatus	1.8	--	--
Unidentified bony fish	1.8	--	--

Conclusions - Although the SRV device was deployed for limited timeframes, its use allowed to update and increase the faunal list of the MPA "Secche di Tor Paterno", and to add significant information on the populations of the two charismatic groupers in the MPA. The size distribution data confirmed that the populations of *E. marginatus* and *M. rubra* in the MPA are exclusively made up of adult specimens. Interestingly, the frequency of occurrence of both species is higher compared to that recorded during previous surveys. This evidence might be the result of combined protection effect of the MPA and reduced disturbance of the SRV. Previous observations indicated that the mottled grouper *M. rubra* is indeed disturbed by divers, a census system devoid of underwater operators is therefore more effective in monitoring this species, avoiding possible underestimations. Moreover, the reduced environmental disturbance of SRV allows to limit alteration of the natural behaviour and to collect potentially interesting behaviours and signs, as it was for example the case of the *M. rubra* yellow-orange specimen, recorded in a particular attitude

attributable to reproductive activity. Overall, several advantages outcome in the use of a remote sampling system. SRV has proven to be a valuable non-extractive tool that can be joined to underwater visual census (UVC) activity, or replace it, reducing the direct effort of divers, improving safety conditions, and reducing the impact of the activity on habitats and species. Furthermore, the video footages recorded during deployments can be stored and used for multiple subsequent analyses. Different kinds of data can be collected from the video documents by a degree of scientists (*e.g.* ecologists, taxonomists, environmental scientists, etc.), which do not necessarily have to be directly involved in the field activity. Photo-identification of the specimens is an example of the possible post-collection implementation of the analyses with implications on monitoring and management of the MPA.

References

ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A., GRAVINA F., SCHINTU P., MARTINI N., SOMASCHINI A. (1998) - Caratteristiche ambientali e risorse di pesca della Secca di Tor Paterno (Mar Tirreno Centrale). *Biol. Mar. Mediterr.*, **5** (3): 736-744.

BOHNSACK J.A., BANNEROT S.P. (1986) - A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *NOAA Technical Report NMFS*, **41**: 1-15.

CATAUDELLA S. (2005) - Programma di ricerca: gestione multifunzionale dell'AMP "Secche di Tor Paterno". Rapporto tecnico: 181 pp.

GIGLIO V.J., ADELIR-ALVES J., BERTONCINI A.A. (2014) - Using scars to photo-identify the goliath grouper, *Epinephelus itajara*. *Mar. Biodiv. Rec.*, **7**: e108.

GUIDETTI P., DI FRANCO A., DI LORENZO M., PSOMADAKIS P. (2014) - Monitoraggio della fauna ittica demersale e dei crostacei e molluschi di interesse commerciale nell'Area Marina Protetta Secche di Tor Paterno. Relazione finale. AMP Secche Tor Paterno-Ente Roma Natura: 77 pp.

KOENIG C.C., STALLINGS C.D. (2015) - A new compact rotating video system for rapid survey of reef fish populations. *Bull. Mar. Sci.*, **91** (3): 365-373.

PET J.S., MOUS P.J., RHODES K., GREEN A. (2006) - Introduction to monitoring of spawning aggregations of three grouper species from the Indo-Pacific. A manual for field practitioners. Version 2.0 (Jan 2006). Publication from The Nature Conservancy Coral Triangle Center, Sanur, Bali, Indonesia: 98 pp.

VACCHI M., CARLIG E., DI BLASI D., PALMA M., PANTALEO U., PSOMADAKIS P. (2012) - Progetto studio, monitoraggio e valorizzazione delle cernie della AMP "Secche di Tor Paterno". Relazione finale. Documento interno RomaNatura & ISPRA: 47 pp. + 2 allegati.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 85-86

L. Appolloni, D. Ciorciaro, A. Biasco, C. Guidoni, F. Di Stefano, F. Ferrigno, F. Rendina, R. Sandulli, G.F. Russo

Department of Science and Technology (DiST), University of Naples "Parthenope", URL CoNISMa, Centro Direzionale, Isola C4 - 80143 Napoli, Italia.
luca.appolloni@uniparthenope.it

ANALISI DESCRITTIVA DELLE RISORSE ALIEUTICHE DELLA PICCOLA PESCA COSTIERA IN 4 AMP DELLA CAMPANIA

DESCRIPTIVE ANALYSIS OF SMALL SCALE FISHERIES IN 4 ITALIAN MPAS

Abstract - *Species assemblages exploited by small scale fishery in 4 MPAs of southern Italy were investigated. In autumn 2018, the catches of three fishing gears (trammel nets, longlines and traps) were taken into account and descriptive analyses were performed. Results showed that in all MPAs the family Sparidae was the mostly caught. These results seem to be due not only to the different spatial heterogeneity of habitats inside the MPAs, but also to different fishing gears used.*

Key-words: *Marine Protected Areas, small scale fishing, fish species.*

Introduzione - Le Aree Marine Protette (AMP) stanno attraversando una fase abbastanza complessa, dal punto di vista normativo, amministrativo e di vocazione. Il pescatore, in quanto principale portatore d'interesse, deve essere attivamente istruito e coinvolto nelle procedure d'analisi e di gestione delle AMP, con l'obiettivo di garantire una pesca sostenibile ed economicamente redditizia (Casola, 2011). Il lavoro svolto nelle AMP oggetto del presente studio, fornisce un primo dato semi-quantitativo delle specie prelevate dalla piccola pesca costiera.

Materiali e metodi - Le AMP considerate sono localizzate lungo le coste della Campania, Mar Tirreno centrale: Regno di Nettuno (RN) e Punta Campanella (PC), nel Golfo di Napoli; Santa Maria di Castellabate (SMC) e Costa Infreschi e della Masseta (CI) nella parte più meridionale della regione. Esse sono caratterizzate da fondali rocciosi, frammisti a praterie di *Posidonia oceanica* e sabbie di varia tessitura, in queste AMP le attività di piccola pesca costiera rappresentano da generazioni una delle principali fonti di sostentamento. Nell'autunno 2018 è stato studiato il pescato di valore commerciale (Guidetti *et al*., 2014) catturato con 3 cale di tramagli, 3 di palangari e 3 di nasse in ogni AMP, ognuna della durata di circa 8 h. Il pescato è stato raggruppato in famiglie per identificare quelle che maggiormente sono *target* in ogni AMP.

Risultati - Con il tramaglio (Fig. 1a), RN è l'unica AMP in cui sono stati catturati esemplari di *Citharus linguatula* (Linnaeus, 1758) e *Solea solea* (Linnaeus, 1758), e la famiglia maggiormente pescata è quella degli sparidi, principalmente *Oblada melanura* (Linnaeus, 1758) (3,67±6,35 ind./cala). PC è l'unica AMP dove sono stati catturati esemplari di *Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758) e *Scophthalmus rhombus* (Linnaeus, 1758), e la famiglia maggiormente pescata è quella degli sparidi, principalmente *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) (4,33±2,88 ind./cala). SMC è l'unica AMP dove sono stati catturati esemplari di *Spicara maena maena* (Linnaeus, 1758) e *Sphyraena sphyraena* (Linnaeus, 1758); Mullidae è la famiglia maggiormente pescata, principalmente *Mullus barbatus barbatus* (Linnaeus, 1758) (32,33±45,21 ind./cala). CI è l'unica AMP dove sono stati catturati esemplari di *Raja brachyura* (Lafont, 1871), e la famiglia maggiormente pescata è quella degli Scorpaenidae, principalmente *Scorpaena scrofa* (Linnaeus, 1758) (7±4,36 ind./cala). Con il palangaro (Fig. 1b), in RN le specie maggiormente pescate appartengono alla famiglia Sparidae e sono: *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758) e *O.*

melanura (rispettivamente 18,33±2,88 e 16±3,60 ind./cala). Le specie maggiormente pescate in PC appartengono alla famiglia dei serranidi, principalmente *Serranus scriba* (3±1,1 ind./cala). SMC è l'unica AMP dove sono stati catturati esemplari di *Trachurus mediterraneus* (Steindachner, 1868) e *Conger conger* (Linnaeus, 1758), e la famiglia maggiormente pescata è quella degli Sparidae, principalmente *D. sargus* (22±8,89 ind./cala). CI è l'unica AMP dove sono stati catturati esemplari di *Coryphaena hippurus* (Linnaeus, 1758) e *Scorpaena scrofa* (che rappresenta anche la specie maggiormente pescata: 3±1,4 ind./cala). Con le nasse (Fig. 1c), in tutte le AMP la specie maggiormente pescata è *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797) appartenete alla famiglia Octopodidae (RN: 5,67±6,65; PC: 6±2,64; CI: 7±1 ind./cala).

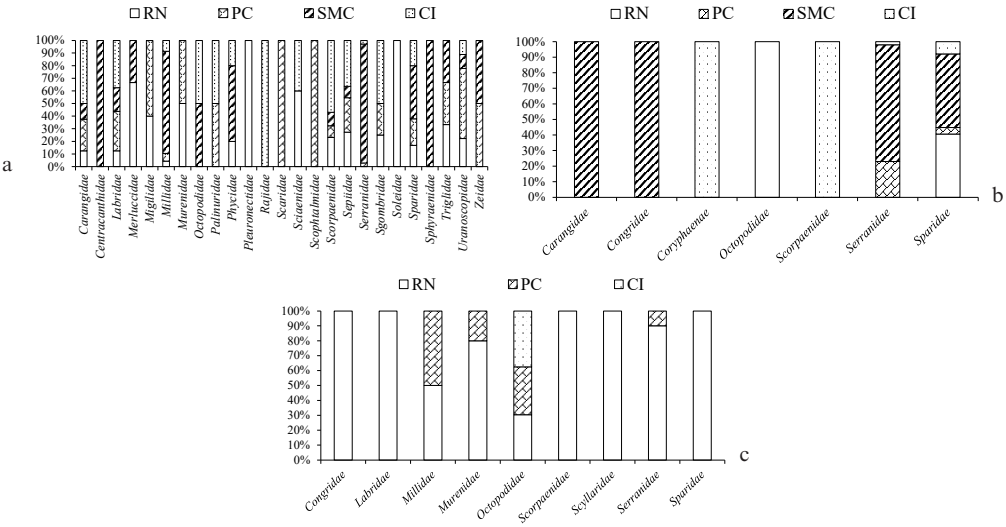


Fig. 1 - Percentuali delle famiglie pescate per a) tremaglio, b) palangaro e c) nasse nelle AMP.
Percentages of fish Families caught by a) trammel nets, b) long lines and c) traps in MPAs.

Conclusioni - Il presente studio ha evidenziato variabilità delle catture dovuta sia alle caratteristiche dei fondali delle diverse AMP sia alla tipologia di attrezzo da pesca utilizzato. Di particolare interesse sono le specie esclusive catturate nelle AMP, come ad esempio *C. linguatula*, *S. solea*, *R. brachyura* e *C. hippurus*. Le prime due specie sono pescate con reti da posta, tecnica usata principalmente in RN; le seconde due sono pescate con palangari, attrezzi che operano maggiormente nella colonna d'acqua, come SMC e CI. Non sono da sottovalutare, tuttavia, anche le specie catturate in tutte le AMP principalmente appartenenti alle famiglie Sparidae o Octopodidae. Nel prossimo futuro è auspicabile uno studio sull'abbondanza e la struttura in taglia delle catture, per valutare lo stato degli *stock* e l'efficacia delle misure adottate dalle AMP (Yemane *et al*., 2005).

Bibliografia

CASOLA E. (2011) - Aree marine protette. In: Cataudella S., Spagnolo M. (eds), *Lo stato della pesca e dell'acquacoltura nei mari italiani*. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Roma: 579-588.

GUIDETTI P., BAIATA P., BALLESTEROS E., DI FRANCO A., HEREU B., MACPHERSON E. *et al*. (2014) - Large-scale assessment of Mediterranean Marine Protected Areas effects on fish assemblages. *PLoS ONE*, **9** (4): e91841.

YEMANE D., FIELD J.G., LESLIE R.W. (2005) - Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. *ICES J. Mar. Sci*., **62** (3): 374-379.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 87-88

F. Bolinesi[1,2], M. Arienzo[3], C. Donadio[3], L. Ferrara[4], A. Passarelli[2], M. Saggiomo[2], C. Stanislao[3], M. Trifuoggi[4], O. Mangoni[1]

[1]Dipartimento di Biologia, Università di Napoli Federico II,
Complesso Universitario Monte Sant'Angelo, Via Cinthia, 21 - 80126 Napoli, Italia.
[2]Stazione Zoologica Anton Dohrn, Villa Comunale, Napoli, Italia.
francesco.bolinesi@unina.it
[3]Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e delle Risorse, Università di Napoli Federico II, Italia.
[4]Dipartimento di Scienze Chimiche, Università di Napoli Federico II, Italia.

DISTRIBUZIONE DELLA BIOMASSA FITOPLANCTONICA E PRINCIPALI GRUPPI FUNZIONALI IN UN'AREA COSTIERA INFLUENZATA DALLE ATTIVITÀ UMANE: IL GOLFO DI POZZUOLI

DISTRIBUTION OF PHYTOPLANKTON BIOMASS AND PRINCIPAL FUNCTIONAL GROUPS IN A MARINE COASTAL AREA IMPACTED BY HUMAN ACTIVITIES: THE GULF OF POZZUOLI

Abstract - *The Gulf of Pozzuoli (GoP) is a coastal system characterized by the presence of a protected marine area and a Contaminated Site of National Interest (SIN Bagnoli-Coroglio). To assess the response of phytoplankton community to the strong local inputs, we analyzed the total biomass and the main functional groups at 0 m. The results showed differences of Chl-*a *between the W and E sectors, not accompanied by significant differences in terms of phaeopigments, main functional groups and size-classes. We observed the highest concentrations of biomass in the E sector, while diatoms and micro/nano- size-classes prevailed throughout the area.*

Key-words: *biomarker pigments, SIN, human activities.*

Introduzione - Il Golfo di Pozzuoli (GoP) è una baia di circa 8×5,5 km che si estende da Capo Miseno all'Isola di Nisida, lungo il margine campano del Mar Tirreno, e rappresenta il settore settentrionale del Golfo di Napoli. A partire dalla metà dell'800 il GoP è stato condizionato da una serie di attività antropiche ed industriali che hanno alterato le caratteristiche geomorfologiche dell'area e la qualità dell'ambiente marino. Oggi nel GoP coesistono il parco archeologico sommerso di Baia (D.I. 7.08.2002) equiparato ad un'area marina protetta, e il SIN Bagnoli-Coroglio, ma persistono condizioni di criticità dovute al malfunzionamento del sistema fognario e alle emissioni abusive, come ad esempio agli ingressi del lago Lucrino, Rione Terra, e nel lato nord-ovest del golfo. Studi recenti condotti nel GoP dimostrano l'adattamento degli assemblaggi di meiofauna agli stress antropici dell'area, in cui è presente una forte contaminazione dei sedimenti con concentrazioni di metalli in tracce fino a venti volte maggiori rispetto ai limiti di legge (Trifuoggi *et al*., 2017). Questo lavoro si propone di definire la struttura della comunità fitoplanctonica nel GoP in relazione alla forte pressione antropica e agli apporti esterni all'area.

Materiali e metodi - Per caratterizzare la comunità fitoplanctonica in risposta agli apporti locali sono stati effettuati 7 campionamenti tra i mesi di maggio 2016 e maggio 2017 in 19 stazioni poste lungo 5 transetti costa-largo. Sono stati prelevati campioni discreti (2 l) di acqua di mare superficiale per l'analisi della biomassa fitoplanctonica totale, il contributo dei gruppi funzionali e le classi dimensionali e per l'analisi dei nutrienti inorganici. È stato utilizzato l'approccio chemotassonomico descritto in Jeffrey *et al*. (2005) per stimare la struttura della comunità fitoplanctonica. Per descrivere le correlazioni tra variabili ambientali e biologiche è stata utilizzata l'analisi delle componenti principali (PCA).

Risultati - La salinità media registrata nel GoP è 37,62 ed il settore NO presenta valori mediamente più elevati con un forte gradiente salino decrescente dalla costa al largo. Il DIN (Azoto Inorganico Disciolto) mostra elevata variabilità stagionale e sono presenti alcuni *hot-spots* in prossimità dell'Isola di Nisida (max valori di nitrati=6,6 µmol/l in primavera 2016). La distribuzione spaziale degli ortosilicati segue un gradiente decrescente dalla costa al largo in tutto il periodo di campionamento e lascia intendere che la maggior parte degli input provenga da scarichi continentali. Il rapporto $N\text{-}NO_3$: $P\text{-}PO_4$ differisce il più delle volte da quello di Redfield (16:1). La biomassa fitoplanctonica nel GoP mostra valori tipici di acque oligotrofiche. Il valore medio massimo di Chl-*a* registrato in tutta l'area è 1,52 µg/l, in estate dopo un periodo piovoso, con un massimo assoluto di 3,45 µg/l. Negli altri periodi i valori medi di Chl-*a* sono risultati essere sempre inferiori a 1 µg/l. Nel complesso i settori NO e SE presentano dati di biomassa diversi, con valori medi annuali di Chl-*a* rispettivamente di 1,1 e 0,61 µg/l. Questa differenza di biomassa non è accompagnata da differenze significative in termini di gruppi funzionali e classi dominanti nelle due aree. Diatomee ed haptoficee prevalgono in tutto il GoP, ma le diatomee raggiungono i massimi valori percentuali dopo gli eventi di pioggia. Le classi dimensionali dominanti risultano essere la micro- e la nano-fitoplanctonica, mentre la classe pico-fitoplanctonica, scarsamente rappresentata in tutte le stagioni, sembra essere correlata alla presenza di flagellati. Un indice di pascolo (feoforbidi: Chl-*a*) basso è stato registrato in tutto il GoP, (<0,5). I risultati della PCA suggeriscono la presenza di diverse forze ambientali che agiscono nel GoP. Nelle stazioni costiere del settore NO, elevati valori di salinità sono associati ad alte concentrazioni di ammoniaca, forme ridotte di azoto e scarsa biomassa fitoplanctonica.

Conclusioni - Le differenze in termini di biomassa fitoplanctonica tra i settori NO e SE del GoP, non accompagnate da differenze significative in termini di gruppi funzionali e classi dimensionali dominanti, suggeriscono che la struttura della comunità sembra essere influenzata dagli apporti occasionali esterni piuttosto che dalla variabilità spazio-temporale (Ribera d'Alcalà *et al*., 2004). L'elevata disponibilità di nutrienti, il basso indice di pascolo e i bassi valori di Chl-*a* fanno del GoP un sistema costiero oligotrofico caratterizzato da una bassa efficienza trofica.

Bibliografia

JEFFREY S.W., MANTOURA R.F.C., WRIGHT S.W. (eds) (2005) - *Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods*. 2nd ed. UNESCO, Paris: 667 pp.

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.

TRIFUOGGI M., DONADIO C., MANGONI O., FERRARA L., BOLINESI F., NASTRO R.A., STANISLAO C., TOSCANESI M., DI NATALE G., ARIENZO M. (2017) - Distribution and enrichment of trace metals in surface marine sediments in the Gulf of Pozzuoli and off the coast of the brownfield metallurgical site of Ilva of Bagnoli (Campania, Italy). *Mar. Pollut. Bull.*, **124** (1): 502-511.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 89-90

I. Buttino[1,2], M. Magri[2], F. Serena[2,3]

[1]ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, Via del Cedro, 38 - 57123 Livorno, Italia.
[2]Associazione Costiera di Calafuria, Via del Littorale, 164 - 57128 Livorno, Italia.
isabella.buttino@isprambiente.it
[3]CNR-IRBIM, Mazara del Vallo (TP), Italia.

UNA NUOVA INIZIATIVA PER MONITORARE L'AMBIENTE COSTIERO E CONCORRERE A RIDURRE IL DEGRADO DI POPOLAMENTI BENTONICI DI INTERESSE CONSERVAZIONISTICO: LA BOA INTELLIGENTE DI CALAFURIA

A NEW INITIATIVE FOR THE MONITORING OF THE COASTAL MARINE ENVIRONMENT AND TO CONTRIBUTE TO REDUCE THE ALTERATION OF BENTHIC ASSEMBLAGES OF CONSERVATION INTEREST: THE INTELLIGENT BUOY OF CALAFURIA

Abstract *- The setting of an intelligent buoy with underwater web camera and sensors to monitor the main physical and chemical parameters is the result of an active collaboration between volunteer citizens of the Costiera di Calafuria Association and the Global Service srl. The aim is to protect seabed by reducing the impact of the anchors on the coralligenous with a fixed mooring point in a place highly frequented by divers. ISPRA will manage data analysis, while local diving centres will take care of the maintenance of the structure over time. The web cam will transmit online images to schools for environmental education projects.*

Key-words: *coralligenous reef, monitoring, citizen science.*

Introduzione - L'ambiente costiero a sud di Livorno (Calafuria) è caratterizzato da un esteso piano colonizzato da *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 fino a circa 20 m di profondità. Segue una ripida falesia fino 40 m di profondità costituita da un ricco coralligeno caratterizzato dalla presenza di corallo rosso (*Corallium rubrum* L., 1758). Il popolamento a coralligeno di quest'area è stato oggetto di numerosi studi scientifici (Abbiati *et al*., 1993; Santangelo *et al*., 2009). L'area è molto frequentata dai subacquei e dai pescatori, sia professionisti che sportivi; queste presenze determinano pressioni importanti sull'ambiente marino dovute soprattutto agli ancoraggi che impattano sulle due biocenosi principali: la prateria a *P. oceanica* e il coralligeno. Purtroppo, l'impatto di questi ancoraggi si indirizza su organismi la cui capacità rigeneratrice è estremamente lenta. Il danno ambientale è determinato, inoltre, non solo dalla presenza dell'ancora che arriva a contatto con il fondo marino, ma anche di quella della relativa catena che tende ad arare il fondale a causa del moto ondoso e delle condizioni meteo-marine. Nelle aree ad alto interesse paesaggistico sempre più spesso viene imposto il divieto di ancoraggio. In alternativa al divieto e per garantirne comunque la frequentazione, possono essere definite aree di sosta attrezzate con specifiche boe di ormeggio dotate del *jumper*, una boa aggiuntiva posizionata nella colonna d'acqua che mantiene sospesa la catena, evitando cosi che questa raschi il fondale. Il posizionamento di una boa "intelligente" in un sito molto frequentato da subacquei nel tratto di costa di Calafuria, dotata di una webcam subacquea e sensori, è il risultato di una collaborazione tra i cittadini riuniti nell'Associazione Costiera di Calafuria, ISPRA e Global Service srl. L'obiettivo è

proteggere il fondo marino riducendo l'impatto degli ancoraggi sul coralligeno, favorire la sicurezza delle attività turistiche e creare una prima iniziativa di "citizen science".

Materiali e metodi - L'Associazione Costiera di Calafuria, costituitasi nel 2011 per volontà di subacquei, ricercatori e *stakeholder*, presenti nell'area livornese con lo scopo di voler preservare l'habitat marino di Calafuria senza rinunciare alle attività ricreative, ha sviluppato il progetto di boa intelligente, sostenuto dalla Global Service srl. La boa netH_2O (Elements Works Srl, Pisa) è un apparato "*edge computing*", che esegue localmente un insieme di elaborazioni in tempo reale sulla base dei dati che raccoglie. La boa sarà posizionata ad una profondità di circa 14 m sul ciglio della falesia che conduce alla Grotta del Grongo, uno dei siti maggiormente visitati dai subacquei. La boa netH_2O permetterà l'ancoraggio dei natanti e sarà dotata di pannelli solari per l'autonomia energetica e di una webcam con ampio angolo visuale grazie alla funzionalità *pan-tilt* e una risoluzione QHD di 2560×1440 pixel che trasmette immagini on-line attraverso una piattaforma Cloud. La boa rileverà la temperatura sia entro un metro dalla superficie che in profondità, alla quota della telecamera, e possiede una serie di sensori cinematici per stimare la direzione e l'intensità della corrente e delle onde. Inoltre, è in grado di rilevare la presenza di imbarcazioni all'ormeggio e nasce come *hub* di comunicazioni predisposta con una porta di espansione con interfaccia RS232/TCP-IP per poter aggiungere ulteriori sensori.

Risultati - La boa fornirà informazioni sul numero di natanti ormeggiati e dati ambientali in continuo che saranno gestiti da ISPRA e dall'Associazione Costiera di Calafuria e che costituiranno un importante sistema di monitoraggio on-line del sito. Il progetto prevede il coinvolgimento di centri diving per la gestione della boa e della sensoristica sommersa, e di istituti scolastici con i quali saranno sviluppati progetti didattici per favorire la conoscenza del territorio. La boa sarà uno strumento di sperimentazione aperto ad altri centri di ricerca interessati allo studio dell'ecosistema di Calafuria.

Conclusioni - La *boa intelligente* oltre a ridurre l'impatto delle ancore sul fondo marino e a rendere più sostenibile l'utilizzo dell'area, monitorerà in continuo parametri fisici, il numero di barche ormeggiate, il moto ondoso e le correnti superficiali, dati estremamente utili non solo dal punto di visto scientifico, ma anche per la programmazione di attività subacquee ricreative in sicurezza. Sarà questo un primo esempio di "citizen science" che vedrà il coinvolgimento attivo della popolazione sulle tematiche ambientali del tratto costiero di Calafuria e favorirà la conoscenza dell'ecosistema marino.

Ringraziamenti: Si ringraziano Mario Lupi e la Global Service Srl per il ruolo determinante nel raggiungimento dell'obiettivo finale.

Bibliografia

ABBIATI M., SANTANGELO G., NOVELLI S. (1993) - Genetic variation within and between two Tyrrhenian populations of the Mediterranean alcyonarian *Corallium rubrum*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **95**: 245-250.

SANTANGELO G., VIELMINI I., BRAMANTI L., IANNELLI M. (2009) - La popolazione di corallo rosso (*Corallium rubrum* L. 1758) di Calafuria (Livorno). *Atti Soc. tosc. Sci. nat., Mem., Serie B*, **116**: 91-97.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 91-92

I. Caliani, A. Di Noi, F. Bellucci, M. Vitale, M.C. Fossi, S. Fratini[1], C. Pretti[2], S. Casini

Dipartimento di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Università di Siena, Italia.
caliani4@unisi.it
[1]Dipartimento di Biologia, Università di Firenze, Italia.
[2]CIBM - Centro Interuniversitario di Biologia Marina, Livorno, Italia.

RISPOSTE BIOCHIMICHE NEL GRANCHIO *PACHYGRAPSUS MARMORATUS* PER LA VALUTAZIONE DELLA CONTAMINAZIONE AMBIENTALE DEL PORTO DI LIVORNO (ITALIA)

BIOCHEMICAL RESPONSES OF THE CRAB PACHYGRAPSUS MARMORATUS *TO EVALUATE THE ENVIRONMENTAL CONTAMINATION OF THE LIVORNO HARBOUR (ITALY)*

Abstract *- The main purpose of the present investigation was to assess the health status of Livorno harbour, through the responses of a set of biomarkers in the crab* Pachygrapsus marmoratus *(Fabricius, 1787). This investigation is part of the IMPACT project (Port Impact on Marine Protected Area: cross-border co-operative actions), and the aim is to debug cross-borders management plans in order to actually protect the Marine Protected Areas. Male and female of the crabs were collected from two different areas: Livorno harbour, considered the polluted area, and the control area, the Marine Protected Area "Secche della Meloria", located just a few miles from the Livorno harbour. A battery of biomarkers was employed to assess neurotoxic effects (acetylcholinesterase, AChE activity), energy metabolism (isocitrate dehydrogenease, IDH; lactate dehydrogenease, LDH), oxidative stress (lipid peroxidation, LPO; glutathione S-transferase, GST; glutathione peroxidase, GPX; glutathione reductase, GR; catalase, CAT; glutathione, GSH) and DNA damage (erythrocytic nuclear abnormalities, ENAs assay). Moreover, the levels of trace elements and PAHs were evaluated in the specimens. The results of LPO, CAT, GST, GSH and ENA assay showed that the crabs sampled in Livorno harbour are exposed to contaminants able to cause oxidative stress and genotoxic effects. The average values of LPO and ENA assay showed a statistically significant difference between specimens collected into Livorno harbour and those collected in the marine protected area. The average values of LPO were about three times higher in crabs sampled in polluted area in comparison to those sampled in the control area. Although the females showed higher values in comparison with the males, no significant differences between sex were found. A statistically significant difference was found between the two sampling sites regarding energetic metabolism biomarkers. The crab* P. marmoratus, *used as a bioindicator to investigate the contamination in a port area using a multi biomarker approach, can be considered a good model organism for marine coastal environment monitoring.*

Key-words: Pachygrapsus marmoratus*, Marine Protected Area, Livorno harbour, biomarkers.*

Introduzione - Lo scopo principale del presente studio è stato quello di valutare lo stato di salute del porto di Livorno, attraverso le risposte ottenute da un set di *biomarkers* applicato nel granchio corridore, *Pachygrapsus marmoratus.* Questo lavoro fa parte del progetto IMPACT (IMpatto Portuale su aree marine protette: Azioni Cooperative Transfrontaliere), che ha l'obiettivo di mettere a punto piani di gestione transfrontalieri che abbiano come obiettivo la protezione delle aree marine protette. A tal fine, esemplari maschi e femmine di granchio corridore sono stati campionati in due differenti aree: il porto di Livorno, considerato l'area contaminata, e l'Area Marina Protetta "Secche della Meloria", situata a poche miglia dal porto di Livorno, considerata l'area di controllo.

Materiali e metodi - È stata impiegata una batteria di *biomarkers* per valutare gli effetti neurotossici [inibizione dell'attività dell'acetilcolinesterasi, AChE (Ellman *et al*., 1961)], il funzionamento del metabolismo energetico [attività dell'isocitrato deidrogenasi, IDH (Ellis e Goldberg, 1971); attività della lattato deidrogenasi, LDH (Menezes *et al*., 2006)], lo stress ossidativo [perossidazione lipidica, LPO (Ohkawa *et al*., 1979); glutatione S-transferasi, GST (Habig *et al*., 1974); glutatione perossidasi, GPX; glutatione reduttasi, GR; catalasi, CAT (Aebi, 1984); glutatione totale, GSH (Jollow *et al*., 1974)] e i possibili danni al DNA [ENA assay (Pacheco e Santos, 1997)]. Negli esemplari sono stati valutati anche i livelli di idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e di elementi in tracce.

Risultati - I risultati di LPO, GSH, CAT, GST e ENA *assay* hanno mostrato che i granchi campionati nel porto di Livorno sono esposti a contaminanti in grado di causare stress ossidativo e effetti genotossici. I valori medi di LPO ed ENA *assay* degli esemplari campionati nel porto di Livorno differivano statisticamente rispetto a quelli campionati alle "Secche della Meloria". I valori medi di LPO erano circa tre volte più alti nei granchi campionati nel porto di Livorno rispetto a quelli prelevati nell'area di controllo. Sebbene le femmine abbiano mostrato valori più alti rispetto ai maschi, non sono state riscontrate differenze statisticamente significative tra i due sessi. Per quanto riguarda i *biomarkers* del metabolismo energetico, si ha una differenza statisticamente significativa tra i due siti di campionamento.

Conclusioni - Il granchio *P. marmoratus*, usato come bioindicatore per indagare la contaminazione in un'area portuale attraverso l'utilizzo di un approccio multi-*biomarker*, si è rivelato un buon organismo per monitorare l'ambiente marino costiero. In conclusione, l'area del porto di Livorno si è rivelata essere a più alto impatto antropico e soggetta a contaminazione da composti in grado di causare stress ossidativo e genotossico, come IPA e metalli pesanti; inoltre si ipotizza che la contaminazione dovuta alle attività portuali non influisca sullo stato di salute dell'Area Marina Protetta "Secche della Meloria".

Bibliografia

AEBI H. (1984) - Catalase *in vitro*. *Method. Enzymol*., **105**: 121-126.

ELLIS G., GOLDBERG D.M. (1971) - An improved manual and semi-automatic assay for NADP-dependent isocitrate dehydrogenase activity, with a description of some kinetic properties of human liver and serum enzyme. *Clin. Biochem*., **4** (1-6): 175-185.

ELLMAN G.L., COURTNEY K.D., ANDRES V. jr., FEATHERSTONE R.M. (1961) - A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem. Pharmacol*., **7** (2): 88-95.

HABIG W.H., PABST M.J., JAKOBY W.B. (1974) - Glutathione S-transferases. The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *J. Biol. Chem*., **249** (22): 7130-7139.

JOLLOW D.J., MITCHELL J.R., ZAMPAGLIONE N., GILLETTE J.R. (1974) - Bromobenzene-induced liver necrosis. Protective role of glutathione and evidence for 3,4-bromobenzene oxide as the hepatotoxic metabolite. *Pharmacology*, **11** (3): 151-169.

MENEZES S., SOARES A.M.V.M., GUILHERMINO L., PECK M.R. (2006) - Biomarker responses of the estuarine brown shrimp *Crangon crangon* L. to non-toxic stressors: temperature, salinity and handling stress effects. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **335** (1): 114-122.

OHKAWA H., OHISHI N., YAGI K. (1979) - Assay for lipid peroxides in animal tissue by thiobarbituric acid reaction. *Anal. Biochem*., **95** (2): 351-358.

PACHECO M., SANTOS M.A. (1997) - Induction of EROD activity and genotoxic effects by polycyclic aromatic hydrocarbons and resin acids on the juvenile eel (*Anguilla anguilla* L.). *Ecotox. Environ. Safe*., **38** (3): 252-259.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 93-94

A. Carluccio, P. Maiorano, L. Sion, G. D'Onghia

Dipartimento di Biologia, Università di Bari Aldo Moro, ULR CoNISMa di Bari,
Via E. Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.
angela.carluccio@uniba.it

MONITORAGGIO DI PESCI CARTILAGINEI IN HABITAT SENSIBILI

CARTILAGINOUS FISH MONITORING IN SENSITIVE HABITATS

Abstract - *Using a baited lander and an experimental longline in Mediterranean sensitive habitats, data on diversity and abundance of cartilaginous fishes were collected highlighting differences between the two sampling methods.*

Key-words: *baited lander, longline, chondrichthyes, CWC, Mediterranean Sea.*

Introduzione - L'utilizzo di differenti sistemi di campionamento a basso impatto consente di monitorare specie vulnerabili anche in habitat sensibili dove l'utilizzo di campionatori tradizionali potrebbe danneggiare gli habitat (D'Onghia *et al*., 2015). In particolare, i sistemi di osservazione *in situ* rappresentano un metodo non estrattivo e a basso impatto per stimare la diversità, l'abbondanza nonchè il comportamento di specie vulnerabili e in declino quali i pesci cartilaginei (Ferretti *et al*., 2008; Sion *et al*., 2013; White *et al*., 2013; McLean *et al*., 2015). Le campagne di pesca commerciale e sperimentale hanno fornito informazioni sulla distribuzione ad ampia scala spaziale degli elasmobranchi distribuiti sui fondali strascicabili del Mediterraneo (Relini *et al*., 2000), mentre i dati su specie rare e di grandi dimensioni distribuite in habitat sensibili come canyon e aree a coralli di acque fredde sono tuttora scarsi. Nel presente lavoro si riportano nuove acquisizioni sulla distribuzione di pesci cartilaginei in tali habitat, rilevata mediante l'utilizzo di campionatori a basso impatto.

Materiali e metodi - Nell'ambito di progetti di ricerca nazionali (OBAMA-PRIN, RITMARE, MSFD) e internazionali (CoralFISH), un palangaro sperimentale di profondità e il *lander* MEMO (D'Onghia *et al*., 2015) sono stati utilizzati in habitat a coralli di acque fredde nell'Adriatico meridionale e nello Ionio settentrionale (Tab. 1). Per entrambi i campionatori, le abbondanze dei pesci cartilaginei sono state standardizzate al tempo di campionamento (N/h). Il confronto fra le due aree e i due campionatori è stato effettuato, in termini di composizione specifica, mediante l'indice di Sørensen (IS), e in termini di abbondanze mediante il test non parametrico di Mann-Withney.

Tab.1 - Stazioni di campionamento realizzate con palangaro sperimentale e con il *lander* MEMO nel canyon di Bari (BC), al largo di Monopoli (Mn) e nella provincia a coralli di S. Maria di Leuca (SML).
Sampling stations by means of experimental longline and the MEMO lander carried out inside the Bari Canyon (BC), off Monopoli (Mn) and in the S. Maria di Leuca (SML) cold-water coral province.

	palangaro			***lander* MEMO**		
	Adriatico		**Ionio**	**Adriatico**		**Ionio**
	BC	Mn	SML	BC	Mn	SML
Numero di stazioni	16	16	21	10	4	10
Ore di campionamento	134,17	83,25	78,24	80,3	23,2	90,14
Profondità (m)	314-612	350-603	418-635	442-788	427-610	547-790

Risultati - Sono state rilevate in totale 13 specie di pesci cartilaginei (Tab. 2). Alcune specie sono state osservate unicamente con il *lander* MEMO: *Hexanchus griseus* (Bonnaterre, 1788) è stato visto in entrambe le aree e *Somniosus rostratus* (Risso, 1827) solo nel Basso Adriatico, fornendo la prima segnalazione in questo bacino. IS calcolato tra i due campionatori è risultato pari a 0,56. Lo stesso indice calcolato fra le due aree esplorate con il palangaro e con il *lander* è risultato pari rispettivamente a 0,53 e 0,73. Nessuna differenza significativa, sia fra le aree che fra i campionatori, è emersa per le abbondanze.

Tab. 2 - Abbondanza (N/h) delle specie campionate con palangaro sperimentale e con *lander* MEMO.
Species abundance (N/h) sampled with experimental longline and MEMO lander.

	palangaro			*lander* MEMO		
	Adriatico		Ionio	Adriatico		Ionio
Specie	BC	Mn	SML	BC	Mn	SML
Centrophorus granulosus	0,01	-	0,09	0,05	-	0,01
Chimaera monstrosa	0,02	0,09	-	-	-	-
Dalatias licha	0,01	-	-	0,09	-	0,01
Dipturus oxyrinchus	-	-	0,04	-	-	0,01
Etmopterus spinax	0,10	0,19	0,31	0,05	0,06	0,03
Galeus melastomus	2,02	6,08	2,82	0,06	-	-
Hexanchus griseus	-	-	-	0,05	0,03	0,07
Leucoraja circularis	-	-	0,03	-	-	-
Leucoraja fullonica	-	-	0,07	-	-	-
Prionace glauca	-		0,02	-	-	-
Pteroplatytrygon violacea	0,04	0,01	0,12	-	-	-
Scyliorhinus canicula	0,04	-	-	-	-	-
Somniosus rostratus	-	-	-	0,01	-	-

Conclusioni - L'utilizzo di due campionatori a basso impatto ha permesso di ottenere informazioni sulla distribuzione e sull'abbondanza dei condroitti presenti in habitat sensibili. *G. melastomus* Rafinesque, 1810 è la specie rinvenuta con le maggiori abbondanze con l'uso del palangaro, mentre sembra essere disturbato dalle luci del *lander.* Le specie campionate unicamente (*H. griseus*, *S. rostratus*) e soprattutto [*D. licha* (Bonnaterre, 1788)] con il *lander* potrebbero essere meno vulnerabili al palangaro in relazione alla loro limitata attività da *scavenger* e al loro pattern comportamentale di predatori attivi (Sion *et al*., 2013; McLean *et al*., 2015). La differente selettività tra il palangaro e il *lander* MEMO, evidenziata dal basso valore IS, suggerisce l'utilizzo integrato dei due campionatori a basso impatto per il monitoraggio di queste specie in habitat sensibili.

Bibliografia

D'ONGHIA G., CAPEZZUTO F., CARDONE F., CARLUCCI R., CARLUCCIO A. et al. (2015) - Macro- and megafauna recorded in the submarine Bari Canyon (southern Adriatic, Mediterranean Sea) using different tools. *Mediterr. Mar. Sci.*, **16** (1): 180-196.

FERRETTI F., MYERS R.A., SERENA F., LOTZE H.K. (2008) - Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea. *Conserv. Biol*., **22** (4): 952-964.

McLEAN D.L., GREEN M., HARVEY E.S., WILLIAMS A., DALEY R., GRAHAM K.J. (2015) - Comparison of baited longlines and baited underwater cameras for assessing the composition of continental slope deepwater fish assemblages off southeast Australia. *Deep-Sea Res. Pt. I*, **98**: 10-20.

RELINI G., BIAGI F., SERENA F., BELLUSCIO A., SPEDICATO M.T., RINELLI P. et al. (2000) - I selaci pescati con lo strascico nei mari italiani. *Biol. Mar. Mediterr.*, **7** (1): 347-384.

SION L., CAPEZZUTO F., CARLUCCI R., CARLUCCIO A., INDENNIDATE A., MAIORANO P., D'ONGHIA G. (2013) - Behaviour of deep-sea sharks observed in the Santa Maria di Leuca cold-water coral province. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **40**: 494.

WHITE J., SIMPFENDORFER C.A., TOBIN A.J., HEUPEL M.R. (2013) - Application of baited remote underwater video surveys to quantify spatial distribution of elasmobranchs at an ecosystem scale. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **448**: 281-288.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 95-96

E. Casoli, D. Ventura, G. Mancini, A. Belluscio, G.D. Ardizzone

Dipartimento di Biologia Ambientale, Università di Roma "La Sapienza",
Viale dell'Università, 32 - 00185 Roma, Italia.
edoardo.casoli@uniroma1.it

UN NUOVO STRUMENTO PER LO STUDIO ED IL MONITORAGGIO DEI *REEFS* A CORALLIGENO

A NEW TOOL FOR THE STUDY AND THE MONITORING OF CORALLIGENOUS REEF

Abstract - *A novel photo-mosaic sampling method is here proposed and tested on coralligenous reefs. Camera calibration, image acquisition, image processing and image analysis represent the different stages to create large and detailed pictures. The tool allows to increase the sampling area and to gather more information and data with reasonable effort in underwater surveys.*

Key-words: *coralligenous reefs, photo-mosaic, bioconstruction, photo sampling, monitoring.*

Introduzione - Semplicità e replicabilità, insieme allo sviluppo tecnologico ed i costi contenuti, hanno contribuito all'estrema diffusione della fotografia nello studio delle comunità bentoniche. Inoltre, negli ultimi anni si è osservato un rapido incremento dell'utilizzo del fotomosaico, sebbene in Mediterraneo questa tecnica sia stata impiegata esclusivamente nello studio delle praterie di *Posidonia oceanica* (Rende *et al*., 2015). La profondità e le caratteristiche del coralligeno impongono un tempo d'immersione limitato e conseguentemente l'applicazione di metodiche di campionamento non distruttive (Kipson *et al*., 2011; Zapata-Ramirez *et al*., 2013). Lo scopo di questo lavoro è di descrivere e proporre una tecnica di campionamento in grado di fornire nuove prospettive per lo studio ed il monitoraggio dei concrezionamenti di coralligeno.

Materiali e metodi - I campionamenti fotografici sono stati effettuati in 4 stazioni su pareti di coralligeno di dimensioni di circa 2×2 m situate all'Isola del Giglio, a profondità comprese tra i 20 ed i 30 m. Le immagini sono state acquisite con una Canon 5D, equipaggiata con 2 flash ed obiettivo 15 mm. Le foto sono state scattate nuotando lentamente, a circa 50 cm di distanza dalla parete, con frequenza di 1 foto ogni 2 sec. per garantire un buon livello di sovrapposizione (>50%) tra le immagini. Il piano dell'obiettivo è stato mantenuto quanto più possibile parallelo alla parete oggetto del campionamento. Su ogni parete sono stati fissati 4 punti di controllo ed un righello per le successive misure. La calibrazione della fotocamera e la creazione dei fotomosaici sono state effettuate usando il programma Agisoft Photoscan.

Risultati - *Calibrazione fotocamera:* l'obiettivo usato nei campionamenti è stato calibrato in acqua usando una scacchiera plastificata di 50×50 mm. I parametri intrinsechi (matrice di orientamento, coefficienti di distorsione e di rotazione) della lente estratti dal *Camera Calibration Tool* di Photoscan sono stati utilizzati per correggere la distorsione ottica dell'obiettivo, così da garantire un miglior allineamento delle immagini e una maggiore accuratezza complessiva delle geometrie riprodotte nel fotomosaico. *Costruzione fotomosaici:* i fotomosaici sono stati creati utilizzando un approccio fotogrammetrico. Sono state impiegate una media di 151 immagini per ogni mosaico. La seguente procedura è stata seguita in Agisoft Photoscan: mediante il tool *Align photos* il programma allinea

le immagini definendo in ognuna di esse la posizione della camera e costruisce il modello di dispersione dei punti. Poi, è stata creata una maglia poligonale basata sui dati di dispersione dei punti con il tool *Build mesh*; si genera così una ricostruzione della morfologia del fondale. Il tool *Build texture* permette di sovraimporre le immagini sulla maglia poligonale precedentemente creata. Il modello così creato viene esportato e salvato in formato jpeg (Fig. 1). *Strumenti per l'analisi dei fotomosaici:* i file creati sono stati importati in software per l'analisi d'immagine come Image J e PhotoQuad. Previa calibrazione delle immagini (equivalenza pixel/cm) è possibile estrarre dati di presenza/assenza, copertura e densità delle specie o categorie tassonomiche presenti.

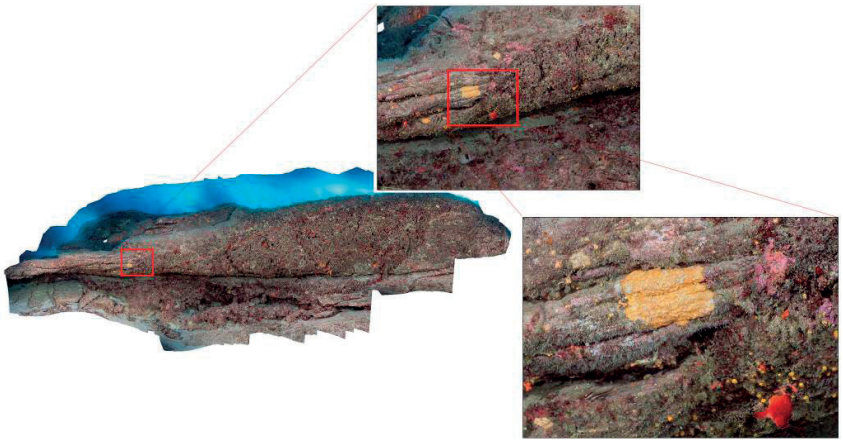


Fig. 1 - Fotomosaico di un'area di circa 25 m^2 ed area di dettaglio ingrandita (3× e 8×) in cui sono visibili anche organismi sessili di piccole dimensioni (<5 cm).
Photomosaic of 25 m^2 area and details (3× and 8×) of small sessile organisms (<5 cm).

Conclusioni - Questo breve contributo rappresenta il primo tentativo di applicazione della tecnica del fotomosaico su fondali a coralligeno. Tale approccio permette di aumentare notevolmente la porzione di fondale oggetto dell'indagine senza perdere il dettaglio delle immagini o aumentare il tempo d'immersione (in media sono stati impiegati 6 minuti per l'acquisizione delle foto in ognuna delle 4 stazioni). Questa tecnica favorisce la ripetibilità dei campionamenti delle stesse porzioni di fondale, risultando così particolarmente utile per studi di dinamica di comunità e monitoraggio degli impatti antropici.

Bibliografia

KIPSON S., FOURT M., TEIXIDÓ N., CEBRIAN E., CASAS E., BALLESTEROS E., ZABALA M., GARRABOU J. (2011) - Rapid biodiversity assessment and monitoring method for highly diverse benthic communities: a case study of Mediterranean coralligenous outcrops. *PLoS ONE*, **6** (11): e27103.

RENDE S.F., IRVING A.D., BACCI T., PARLAGRECO L., BRUNO F., DE FILIPPO F., MONTEFALCONE M., PENNA M., TRABUCCO B., DI MENTO R., CICERO A.M. (2015) - Advances in micro-cartography: a two-dimensional photo mosaicing technique for seagrass monitoring. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **167**: 475-486.

ZAPATA-RAMÍREZ P.A., SCARADOZZI D., SORBI L., PALMA M., PANTALEO U., PONTI M., CERRANO C. (2013) - Innovative study methods for the Mediterranean coralligenous habitats. *Adv. Ocean. Limnol.*, **4** (2): 102-119.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 97-98

G. Chimienti[1,2], L. Rizzo[2,3], S. Kaleb[4], A. Falace[4], S. Fraschetti[2,3,5], A. Tursi[1,2], E. Barbone[6], N. Ungaro[6], F. Mastrototaro[1,2]

[1]Department of Biology, University of Bari Aldo Moro, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italy.
[2]CoNISMa, Roma, Italy.
giovanni.chimienti@uniba.it
[3]Stazione Zoologica Anton Dohrn, Napoli, Italy.
[4]Department of Life Sciences, University of Trieste, Italy.
[5]Department of Biology, University of Naples Federico II, Italy.
[6]Apulian Regional Agency for the Environmental Prevention and Protection, Bari, Italy.

MONITORING RHODOLITH BEDS ACCORDING TO EU DIRECTIVES: HETEROGENEITY MATTERS

IL MONITORAGGIO DEI FONDI A RODOLITI SECONDO LE DIRETTIVE UE: L'ETEROGENEITÀ CONTA

Abstract - *Rhodolith beds were monitored in three different areas situated along the Apulian coasts (Italy, Adriatic and Ionian seas). The structure of the assemblages and the pattern of distribution were significantly different at different spatial scales (from 10 to 10^5 m), confirming the high heterogeneity of this habitat, deserving proper protection strategies in the Mediterranean Sea.*

Key-words: *maërl, habitat, ROV, MSFD, Mediterranean Sea.*

Introduction - A Rhodolith Bed (RB) is considered an area of the seafloor with more than 10% cover of living rhodoliths and a minimum extent of 500 m^2 (Steller *et al*., 2003; Basso *et al*., 2016). This habitat has been recently included among the habitats of special scientific and biodiversity interest within the EU Marine Strategy Framework Directive (MSFD) and several other international initiatives. Italy is among the European countries that adopted these regulations and, since 2015, a regional-scale systematic monitoring program is ongoing in order to cope with the still scarce knowledge about RBs distribution, ecology and functional role. The present study reports the remarkable heterogeneity of the RBs along the coasts of the Apulia Region. According to Basso *et al*. (2016), Mediterranean RBs are characterized by a broad diversity of morphologies and algal species, whose variability is higher than the Atlantic ones, thus deserving a proper monitoring protocol. Following the MSFD guidelines, we used a hierarchical sampling design to examine spatial patterns in rhodolith assemblages at different scales (*i.e*., from meters to hundreds of kilometres) with a focus on rhodolith cover, taxonomic composition, morphologies and proportion of live thalli.

Materials and methods - RBs were studied in three areas: Armeleia shoal (off Taranto), off Gallipoli (both along the Ionian coast), and Tremiti Islands Marine Protected Area (MPA) (in the Adriatic Sea). Three sites, distant 500-1000 m one from the other, were randomly selected in each area. Three Remotely Operated Vehicle (ROV) transects per site, distant 50-100 m one from the other, were carried out. A total of 20 frames were extracted from each video transect, to estimate the rhodolith percentage cover, the proportion of live thalli, and the bed thickness by visual inspection (Peña and Bárbara, 2010). A quantitative sampling was carried out using a Van Veen grab for each transect. The collected algal nodules were analysed under scanning electron microscopy (SEM) for species identification. Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) was used to test differences among rhodolith assemblages at different spatial scales, based on the percentage cover of

live thalli. Metric multidimensional scaling (MDS) ordination plot was produced based on Bray-Curtis dissimilarity matrix of untransformed data in order to visualize multivariate patterns in assemblages across scales. Permutational analyses of multivariate dispersion (PERMDISP) based on Bray-Curtis dissimilarity were also performed to test the heterogeneity of multivariate dispersions among sites and among transects. The assemblage structure of the different sites was then compared by plotting the cumulative dominance *vs* species rank in order of abundance to obtain k-dominance curves.

Results - The RB off Gallipoli ranged between 36-45 m depth, mainly as a mosaic of rhodoliths and coralligenous habitats, with the dominance of *Lithophyllum racemus* (Lamarck) Foslie showing unattached branches morphotype. On the Armeleia shoal, the RB was observed at depths from 35 to 41 m, with densely-branched unattached branches of *Lithothamnion corallioides* (P. Crouan & H. Crouan). The RB at Tremiti Islands MPA was patchily distributed around the archipelago from 15 to 48 m depth. The most common morphotypes were pralines and boxworks, mainly of *L. racemus* and *Neogoniolithon brassica-florida* (Harvey) Setchell & Mason, respectively. The PERMANOVA analysis highlighted significant differences between the three studied RBs, at all the considered scales. PERMDISP showed significant differences in the spatial heterogeneity of assemblages across transects (F=11.396 [p=0.0001]) and sites (F=26.588 [p=0.0001]). MDS plot revealed important differences between the rhodolith assemblage of Armeleia shoal and the other two areas, driven by the different dominant species. K-dominance curves showed that rhodolith taxa dominance at Gallipoli and Armeleia markedly differ from curves of Tremiti Islands MPA, this latter being characterized by less dominant taxa.

Conclusions - The combination of visual and sampling methods, using a hierarchical design, allowed assessing the composition of RBs, characterized by a combination of coralline species and morphologies. The structure of the assemblages in terms of morphologies, species composition, dominance, live/dead ratio, cover of live thalli and thickness of the live layers can significantly vary at different spatial scales, confirming the heterogeneity of RBs. Our results represent one of the first applications of the recent *ad hoc* protocol proposed within the MSFD for the study and monitoring of RBs, being more variable compared to Atlantic ones (Steller *et al*., 2003; Peña and Bárbara, 2010; Basso *et al*., 2016). Understanding spatial patterns in RBs is of critical importance for protection strategies, considering that habitats featured by high variability of assemblages and patterns of distribution require different protected sites for a representative conservation policy. Conservation measures for the protection of Mediterranean RBs, such as the institution and/or the implementation of Sites of Community Interest and no-fishing areas, are urgently needed.

References

BASSO D., BABBINI L., KALEB S., BRACCHI V.A., FALACE A. (2016) - Monitoring deep Mediterranean rhodolith beds. *Aquat. Conserv.*, **26** (3): 549-561.

PEÑA V., BÁRBARA I. (2010) - Seasonal patterns in the maërl community of shallow European Atlantic beds and their use as a baseline for monitoring studies. *Eur. J. Phycol.*, **45** (3): 327-342.

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.*, **13**: S5-S20.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 99-100

D. Corradi[1,2], R. Crosti[1], A. Arcangeli[1], A. Orasi[1]

[1]ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale,
Via Vitaliano Brancati, 48 - 00144 Roma, Italy.
[2]Dipartimento di Biologia, Università di Napoli "Federico II," Via Cinthia - 80126 Napoli, Italy.
diana9.5corradi@gmail.com

ASSESSING *COTYLORHIZA TUBERCULATA* (SCYPHOZOA) ABUNDANCE AND DISTRIBUTION IN THE TUSCANY ARCHIPELAGO: PRELIMINARY RESULTS OF A SYNOPTIC MARINE LITTER AND BIOTA SURVEY

STIMA DI ABBONDANZA E DISTRIBUZIONE DI COTYLORHIZA TUBERCULATA *(SCYPHOZOA) NELL'ARCIPELAGO TOSCANO: STUDIO PRELIMINARE DI UN MONITORAGGIO SINOTTICO DI RIFIUTI MARINI E BIOTA*

Abstract - *Abundance and distribution of* Cotylorhiza tuberculata *in the northern Tyrrhenian Sea was estimated during a synoptic survey of marine litter and biota undertaken from a sailing boat. Items/specimens were recorded within a preset width (between 5 and 10 m) strip transect, sightings and trackline (effort) were recorded with a hand held GPS. Considering a research effort of 20 hours (strip transect of 200 km and area of 142 ha) estimated density of the species was 0.42±0.12 per ha while no blooms were recorded. Most of the sightings occurred South of Isola d'Elba and North of Argentario and most frequently recorded size was between 10 and 20 cm (49%).*

Key-words: *jellyfish,* Cotylorhiza tuberculata*, Tyrrhenian Sea, marine litter, strip transect.*

Introduction - One of the most common scyphomedusae endemic to the Mediterranean Sea is *Cotylorhiza tuberculata* (Macrì, 1778) which is known as "fried egg jellyfish" (actually a brownish umbrella that covers the branched blue dotted moutharms). In summer *C. tuberculata* can be easily sighted in its adult stage (Mariottini and Pane, 2010). Nevertheless, data regarding blooming and distribution of this species are not frequently recorded. There are, in fact, important gaps in the knowledge of jellyfish because long-term datasets don't exist since these organisms are fragile and difficult to sample with conventional oceanographic methods (*i.e.* net sampling). Only in the last few decades new approaches have been used to study jellyfish distribution (aerial surveys, acoustic surveys and others) (Kogovšek *et al*., 2010) including citizen science (Boero *et al*., 2016). In order to increase information on *C. tuberculata* abundance and distribution in the Tyrrhenian Sea, data on the species were recorded during a marine litter monitoring effort based campaign using a sailing boat as platform of observation.

Materials and methods - From August to September 2018, in the Tuscan Archipelago (northern Tyrrhenian Sea) during a systematic marine macro litter survey, also data on *C. tuberculata* were recorded. Within a strip transect, visual census on the side of a sailing boat was performed by dedicated observers monitoring all the float litter items and jellyfish specimens bigger than 2.5 cm. Strip width varied from 5 to 10 m according to sea state and visibility. The strip width was measured with a stick range finder (observation point height varied between 2 and 3.30 m) and observations were undertaken with sea condition, measured with Beaufort scale of <2. The platform used was a schooner sailing boat 18 m long and mean speed was 4.6 Kn. Observers were located on the front side of the vessel avoiding sun glare; observers changed in order avoid fatigue with a maximum of 45 minutes on effort for turn. Items/specimens were classified in the following size classes: 2.5-5 cm (B); 5-10 cm (C);

10-20 cm (D); 20-30 cm (E); 30-50 cm (F); >50 cm (G). In case of jellyfish the size refers to the diameter of the umbrella. For each sighting the position was recorded with a hand held GPS together with the trackline. Density estimation could be obtained by considering the number of items/specimens observed per surveyed area (transect width multiplied his length).

Results - A total of 20:02 hours of observations were carried out, totalizing 198.53 km of strip transect for an area of 142 ha. A total of 64 *C. tubercolata* specimens were recorded for an estimated density of 0.42±0.11 per ha. Most abundant size class was D (49%) followed by E (35%), C (10%), F (3%) and B (3%). Slightly higher densities occurred South of Isola d'Elba and North of the Promontorio dell'Argentario. Bigger size specimens were sighted at the end of the summer season. No blooms were recorded and biggest group reached five individuals. During the survey within the same strip densities of artificial polymer was of 0.84±0.2 items/ha of which half is <5 cm.

Conclusions - This study represents one of the few ones which returns a density value for investigation of jellyfish in high sea areas in the Mediterranean Sea. Strip transect using a platform of opportunity for systematic surveys, as in Doyle *et al.* (2007) and Ferraris *et al.* (2012), was found to be an efficient method to estimate density and distribution of large jellyfish. In particularly the possibility of doing synoptic surveys (in our case marine litter) expands the chance to investigate also on poorly studied taxa (such as jellyfish) even on a long-term period. Records collected, complemented by citizen science data, can increase the understanding of the life cycle of jellyfish, the importance of their role in the ecosystem and as indicator of climate change (Boero *et al.*, 2016). In addition, simultaneous monitoring of jellyfish and plastic in the sea (returning also a ratio) can give information on the potential risk for marine predators to ingest artificial polymers mistaken for food (Mrosovsky *et al.*, 2009).

Acknowledgments: We would like to thank all the crew of the Mahayana for hosting and helping us on board. We are also grateful to their campaign 'Blue Dream Project' that helps protecting the Oceans from the threat of plastic. We also thank F. Boero for his advice.

References

BOERO F., BROTZ L., GIBBONS M.J., PIRAINO S., ZAMPARDI S. (2016) - 3.10 Impacts and effects of ocean warming on jellyfish. In: Laffoley D., Baxter J.M. (eds), *Explaining ocean warming: causes, scale, effects and consequences.* Full report. IUCN, Gland, Switzerland: 213-237.

DOYLE T.K., HOUGHTON J.D.R., BUCKLEY S.M., HAYS G.C., DAVENPORT J. (2007) - The broad-scale distribution of five jellyfish species across a temperate coastal environment. *Hydrobiologia*, **579** (1): 29-39.

FERRARIS M., BERLINE L., LOMBARD F., GUIDI L., ELINEAU A., MENDOZA-VERA J.M., LILLEY M.K.S., TAILLANDIER V., GORSKY G. (2012) - Distribution of *Pelagia noctiluca* (Cnidaria, Scyphozoa) in the Ligurian Sea (NW Mediterranean Sea.). *J. Plankton Res.*, **34** (10): 874-885.

KOGOVŠEK T., BOGUNOVIĆ B., MALEJ A. (2010) - Recurrence of bloom-forming scyphomedusae: wavelet analysis of a 200-year time series. *Hydrobiologia*, **645** (1): 81-96.

MARIOTTINI G.L., PANE L. (2010) - Mediterranean jellyfish venoms: a review on Scyphomedusae. *Mar. Drugs*, **8** (4): 1122-1152.

MROSOVSKY N., RYAN G.D., JAMES M.C. (2009) - Leatherback turtles: the menace of plastic. *Mar. Pollut. Bull.*, **58** (2): 287-289.

This study was undertaken within the Interreg MED MEDSEALITTER project of which ISPRA is one of the partners.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 101-102

P. Cossu, F. Scarpa, T. Lai, S. Sechi, P. Marcia, D. Sanna[1], A. Zanello[2], V. Gazale[2], G. Manzottu[3], P. Panzalis[3], M. Casu

Dipartimento di Medicina Veterinaria, Università di Sassari, Via Vienna, 2 - 07100 Sassari, Italy.
picossu@uniss.it
[1]Dip. di Scienze Biomediche, Università di Sassari, Italy.
[2]AMP Isola Asinara, Porto Torres (SS), Italy.
[3]AMP Tavolara Punta Coda Cavallo, Olbia (OT), Italy.

CENSUS OF *PATELLA FERRUGINEA* (MOLLUSCA, GASTROPODA) IN TWO MARINE PROTECTED AREAS OF SARDINIA

CENSIMENTO DI PATELLA FERRUGINEA *(MOLLUSCA, GASTROPODA) IN DUE AREE MARINE PROTETTE DELLA SARDEGNA*

Abstract **-** Patella ferruginea *is one of the most endangered marine invertebrates of the western Mediterranean Sea. Therefore, the giant Mediterranean limpet has been included among those species that need to be monitored by the Marine Strategy 2018 program. Here we show the first results of such monitoring, which was carried out in two Sardinian Marine Protected Areas.*

Key-words: *giant Mediterranean limpet, endemism, endangered species, Marine Strategy 2018, Sardinian MPAs.*

Introduction - The giant Mediterranean limpet, *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 is endemic to the western Mediterranean Sea, where inhabits the rocky intertidal shores. The species underwent decline and habitat fragmentation until Paleolithic, mainly because of anthropogenic pressure (Casu *et al.*, 2011). Nowadays it is listed among the most threatened marine invertebrates of the Mediterranean and is under strict protection (European Council Directive 92/43/EEC on Conservation of Natural Habitat of Wild Fauna and Flora, 1992). The few scattered populations of *P. ferruginea* present North off the African coast show signs of decline and regression (Coppa *et al.*, 2012; Espinosa *et al.*, 2013). An exception to this trend is represented by the populations located in two Marine Protected Areas (MPAs) of Sardinia Island: Isola dell'Asinara and Tavolara Punta Coda Cavallo (Cossu *et al.*, 2017). Our goal was to monitor the census size and the population structure of *P. ferruginea* within these MPAs. Information on the species' distribution, abundance and density is fundamental to design conservation and management plans tailored for a given area.

Materials and methods - Census of *P. ferruginea* was carried out at Cala Scombro di Dentro (CS, 16 sites encompassing 14.427 km of coastline) and Punta dello Scorno (PS, 14 sites encompassing 8.303 km of coastline) within Asinara MPA, and 8 sites encompassing 11.897 km of coastline within Tavolara MPA. All individuals were photographed and georeferenced using a Garmin GPSMAP 64s tool. For each georeferenced individual maximum and minimum length (L_{MAX} and L_{MIN}) as well as height (H) were measured using a calliper; L_{MAX} and H were used to classify individuals as "rouxi" and "lamarcki" morphotypes, following Espinosa and Ozawa's (2006) guidelines. Individuals were classified as rouxi or lamarcki if the ratio was >0.37 or <0.37, respectively. The position above the sea level has been recorded and subsequently corrected by the difference between the tidal and the average sea levels.

Results - Within Asinara MPA, at CS and PS study areas, a total of 1,360 individuals were recorded across 23 km of coastline, corresponding to an average density of 0.059 individuals per linear meter (ind/m). Based on the L_{MAX}/H ratio 1,250 (92%) and 110 (8%) individuals were classified as rouxi and lamarcki morphotypes,

respectively. In detail at CS study area were recorded 545 individuals, of which 508 (93%) were classified in the rouxi morphotype, and 37 (7%) in the lamarcki morphotype. While at PS study area were recorded 815 individuals: 742 (91%) rouxi type and 73 (9%) lamarcki type. Disregarding morphotypes, CS and PS study areas showed an overall density of 0.038 and 0.096 ind/m, respectively. The average L_{MAX} was 5.30±1.78 cm and the limpets were bigger at CS than PS (6.11±1.60 and 4.76±1.70 cm, respectively). Within Tavolara MPA, 419 individuals were recorded across 11.90 km of coastline, corresponding to an average density of 0.035 ind/m. Based on the L_{MAX}/H ratio 325 (77%) and 94 (33%) individuals belonged to the rouxi and lamarcki morphotypes, respectively. The mean maximum length was 4.96±1.71 cm.

Conclusions - Although densities are smaller than those recorded in North Africa (Espinosa *et al.*, 2013), results suggest that both MPAs play an important role in protecting *P. ferruginea*. Indeed, average densities are more than an order of magnitude greater than those reported in Coppa *et al.* (2012) in other Sardinian MPAs. These authors pointed out that very low densities depend on ongoing poaching as a result of site accessibility. This factor coupled with the level of protection may explain the lower density recorded at Tavolara than at Asinara. In the former MPA, in effect, the stations are spread across areas with different levels of protection, whereas at Asinara, all sites fall into maximum protection areas. According to this hypothesis at Molarotto (a small isle near Tavolara), where the maximum level of protection is enforced, the densities were as high as those recorded at some sites within Asinara. The present study represents the first step of a multi-annual monitoring of *P. ferruginea* based on the guidelines of the "Programma di Monitoraggio per la Strategia Marina" (Art. 11, D. lgs. 190/2010).

References

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** (10): 1293-1308.

COPPA S., DE LUCIA G.A., MASSARO G., MAGNI P. (2012) - Density and distribution of *Patella ferruginea* in a Marine Protected Area (western Sardinia, Italy): constraint analysis for population conservation. *Mediterr. Mar. Sci.*, **13** (1): 108-117.

COSSU P., SCARPA F., DEDOLA G.L., SANNA D., LAI T., CRISTO B., CURINI-GALLETTI M., PANZALIS P., NAVONE A., CAREDDU G., CONGIATU P.P., MURA L., FOIS N., CASU M. (2017) - Surviving at the edge of a fragmented range: patterns of genetic diversity in isolated populations of the endangered giant Mediterranean limpet (*Patella ferruginea*). *Mar. Biol.*, **164**: 41.

ESPINOSA F., OZAWA T. (2006) - Population genetics of the endangered limpet *Patella ferruginea* (Gastropoda: Patellidae): taxonomic, conservation and evolutionary considerations. *J. Zool. Syst. Evol. Res.*, **44** (1): 8-16.

ESPINOSA F., RIVERA-INGRAHAM G.A., MAESTRE M., GONZÁLEZ A., BAZAIRI H., GARCÍA-GÓMEZ J.C. (2013) - Updated global distribution of the threatened marine limpet *Patella ferruginea* (Gastropoda: Patellidae): an example of biodiversity loss in the Mediterranean. *Oryx*, **48** (2): 266-275.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 103-104

M. Dal Zotto[1,2], A.M. De Biasi[2], L. Pacciardi[2], M. Pertusati[2], V. Bianchi[3], M. Giannetti[3], C. Rebecchi[1], M.A. Todaro[1]

[1]Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Modena e Reggio Emilia, Via Campi, 213/d - 41125 Modena, Italia.
[2]CIBM, Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.
matteo.dalzotto@unimore.it
[3]OLT Offshore LNG Toscana, Via D'Alesio, 2 - 57123 Livorno, Italia.

STUDIO DELLA MEIOFAUNA NEI PRESSI DI UN RIGASSIFICATORE *OFFSHORE* (MAR LIGURE)

STUDY OF THE MEIOFAUNA AROUND AN OFFSHORE REGASIFICATION TERMINAL (LIGURIAN SEA)

Abstract *- We report herein an investigation of spatial and temporal variations of meiofauna around an offshore regasification terminal located about 22 km offshore the coast of Livorno and Pisa (Ligurian Sea). Samples were collected in 12 sites located at three different distances from the plant. A total of six surveys were carried out, starting before the installation of the terminal. The investigation revealed the presence of 29 major taxa, with total meiofauna average densities ranging from 69 to 360 ind./10 cm^2. The meiobenthic community varied significantly over years, irrespective to the distance from the terminal. No significant spatial variations of meiofauna around the regasification terminal were detected.*

Key-words: *meiofauna, benthos, environmental monitoring, Ligurian Sea, LNG.*

Introduzione - Il ruolo nelle catene alimentari e la risposta agli stress ambientali della meiofauna ne hanno promosso un utilizzo sempre più frequente nel monitoraggio ambientale (Zeppilli *et al*., 2015; Dal Zotto *et al*., 2016). Il presente studio è volto a valutare le variazioni spaziali e temporali della meiofauna nell'intorno di un terminale rigassificatore offshore situato al largo della costa tra Livorno e Pisa (Mar Ligure). Strutture di questo tipo possono influire sulle comunità bentoniche immettendo notevoli quantità di acqua fredda e sostanze antifouling nell'ambiente marino.

Materiali e metodi - Lo studio faunistico è stato condotto su carote di sedimento (diametro interno: 2,75 cm; altezza: 3 cm) ottenute subcampionando materiale prelevato con una benna Van Veen a profondità di circa 100 m. Sono stati individuati 12 siti posti lungo due assi ortogonali aventi come centro il terminale. Per ciascun sito sono state prelevate 4 repliche. I campionamenti sono stati effettuati nel corso di sei campagne estive a partire dal 2012, prima dell'installazione del rigassificatore (fase di 'Bianco'), e nel quinquennio successivo (2014-2018, fasi di 'Esercizio'). I campioni sono stati fissati *in situ* con formalina al 10%; per estrazione, *sorting* e identificazione si è proceduto con metodiche in accordo con Todaro *et al*. (2001) e Danovaro *et al*. (2003). I dati quantitativi relativi ai *major taxa* sono stati analizzati congiuntamente per testare l'ipotesi secondo la quale i siti più vicini al rigassificatore sono quelli più influenzati dalla sua presenza. A tal fine, le 12 stazioni sono state raggruppate in base alla distanza dal terminale in: FSRU (vicine, 100 m), I (intermedie, 300 m), C (lontane/controlli, oltre 1 km). A fini esplorativi sono stati ottenuti piani di ordinamento tramite *non-metric MultiDimensional Scaling* (n-MDS). L'ipotesi zero stante la quale la differenza tra FSRU, I e C, se esiste, rimane costante nel tempo è stata testata tramite PERMANOVA analizzando i fattori: Tempo (T), Distanza (D) e Sito (S), gerarchizzato in Distanza [S(D)]. Infine, è stata effettuata l'analisi *Similarity Percentages* (SIMPER) per evidenziare quali gruppi tassonomici hanno contribuito maggiormente alla differenziazione tra campioni in base ai fattori.

Risultati - La comunità meiobentonica risulta costituita da 29 gruppi tassonomici principali, dei quali 11 sempre presenti. La densità media totale della fase di 'Bianco' risulta pari a 358,8±168,3 ind./10 cm^2, mentre, nelle fasi di 'Esercizio', varia da un minimo di 69,3±84,3 ind./10 cm^2 ad un massimo di 360,7±271,4 ind./10 cm^2. I Nematodi costituiscono sempre il taxon dominante (range: 55-290 ind./10 cm^2), seguiti da Copepodi (3-34 ind./10 cm^2), Policheti (5-20 ind./10 cm^2) e, infine, nauplii (3-18 ind./10 cm^2). I primi quattro gruppi costituiscono nel complesso e, a seconda delle campagne, il 95-98% del popolamento. Gli altri taxa, tra cui i rari Loriciferi e Priapulidi, sono presenti con densità e percentuali basse, fornendo un valore di abbondanza variabile tra il 2,0% e il 5,1% dell'intera biocenosi. Nonostante il piano di ordinamento bidimensionale ottenuto dal n-MDS sembri indicare similarità faunistiche più elevate tra i punti stazione prossimi al terminale, diversamente da quanto avviene per le stazioni poste a distanza maggiore, dall'analisi PERMANOVA il fattore Distanza risulta non significativo, indicando che i popolamenti posti a diverse distanze dal terminale non differiscono tra loro. Il fattore Tempo, invece, è significativo (Pseudo-F=6,26; $p<0,001$), ad indicare che i popolamenti, come atteso, evolvono nel tempo. La situazione resta invariata nel corso delle campagne, infatti l'interazione Tempo×Distanza non risulta significativa. L'analisi SIMPER evidenzia alcune differenze tra siti e queste sono riconducibili principalmente alla variazione delle densità di Copepodi e nauplii. Riguardo al solo fattore Tempo, emerge anche una significativa riduzione di Ciliati dalla fase di 'Bianco' a quelle di 'Esercizio'.

Conclusioni - Le analisi effettuate rilevano una generale diminuzione dell'abbondanza della meiofauna nell'area indagata durante il periodo di studio, ma nessuna variazione spaziale significativa intorno al terminale di rigassificazione, indipendentemente dalla sua presenza e operatività.

Bibliografia

DAL ZOTTO M., SANTULLI A., SIMONINI R., TODARO M.A. (2016) - Organic enrichment effects on a marine meiofauna community, with focus on Kinorhyncha. *Zool. Anz.*, **265**: 127-140.

DANOVARO R., GAMBI C., MIRTO S., SANDULLI R., CECCHERELLI V.U. (2003) - Meiofauna. In: Gambi M.C., Dappiano M. (eds), Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. *Biol. Mar. Mediterr.*, **10** (Suppl.): 61-108.

TODARO M.A., VIRNO-LAMBERTI C., PULCINI M., PELLEGRINI D., DE RANIERI S. (2001) - Monitoraggio di un'area soggetta a sversamento di materiale di dragaggio: evidenza di una rapida ricolonizzazione dei fanghi da parte della meiofauna. *Biol. Mar. Mediterr.*, **8** (1): 865-868

ZEPPILLI D., SARRAZIN J., LEDUC D., MARTINEZ ARBIZU P., FONTANETO D., FONTANIER C., GOODAY A.J., KRISTENSEN R.M., IVANENKO V.N., SØRENSEN M.V., VANREUSEL A., THÉBAULT J., MEA M., ALLIO N., ANDRO T., ARVIGO A., CASTREC J., DANIELO M., FOULON V., FUMERON R., HERMABESSIERE L., HULOT V., JAMES T., LANGONNE-AUGEN R., LE BOT T., LONG M., MAHABROR D., MOREL Q., PANTALOS M., POUPLARD E., RAIMONDEAU L., RIO-CABELLO A., SEITE S., TRAISNEL G., URVOY K., VAN DER STEGEN T., WEYAND M., FERNANDES D. (2015) - Is the meiofauna a good indicator for climate change and anthropogenic impacts? *Mar. Biodiv.*, **45** (3): 505-535.

Il progetto è stato finanziato da OLT Offshore LNG Toscana.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 105-106

R. Floris, G. Sanna, N. Fois

AGRIS Sardegna-Agenzia per la Ricerca in Agricoltura, Servizio Ricerca Prodotti Ittici,
Località Bonassai S.S. 291 km 18.6 - 07040 Olmedo (SS), Italy.
rfloris@agrisricerca.it

INTESTINAL MICROFLORA OF GREY MULLET (*MUGIL CEPHALUS* LINNAEUS, 1758) AND THINLIP GREY MULLET (*CHELON RAMADA* RISSO, 1827) FROM SANTA GIUSTA LAGOON (WESTERN SARDINIA): AN ATTEMPT TO INVESTIGATE ITS POTENTIAL BIOREMEDIATION CAPACITY

MICROFLORA INTESTINALE DI MUGIL CEPHALUS *LINNAEUS, 1758 E DI* CHELON RAMADA *RISSO, 1827 DELLA LAGUNA DI SANTA GIUSTA (SARDEGNA OCCIDENTALE): UN TENTATIVO PER CONOSCERE LA SUA POTENZIALE CAPACITÀ BIORIMEDIATRICE*

Abstract - *The aim of this work is to study the capacity of the intestinal microbiota from two Mugilidae species (*Mugil cephalus *Linnaeus, 1758 and* Chelon ramada *Risso, 1827) to produce biosurfactants (BS). Fish were captured from Santa Giusta lagoon in September 2018 and the microbiological load of cultivable bacteria was analysed. A total of 26 bacterial isolates were tested for the bioactive compound production. A lower number of intestinal bacteria were counted in* Mugil cephalus *than in* Chelon ramada. *Sixty-two percent of the tested microbial colonies showed a high surface activity and 46% of the strains formed also stable and compact emulsions showing a* E_{24} *index from 26 to 77%.*

Key-words: *gut microbiota, bioremediation, biosurfactants, grey mullet, thinlip grey mullet.*

Introduction - Nowadays, a growing research interest is addressed to the valorization of internal fish organs as a source of bioactive compounds. Previous studies showed that intestinal microbiota is mainly the reflection of environmental conditions and represents an underexplored source of biologically active metabolites called biosurfactants (BS) (Floris *et al*., 2018). These compounds are known for their bioremediation properties and are produced both in polluted environments (Panjiar *et al*., 2015) and biological matrices (Rizzo *et al*., 2013). The aim of this work is to detect the intestinal microbiota capacity to produce BS as natural valuable compounds from the most representative fish species *Mugil cephalus* (MC) and *Chelon ramada* (CR) of Santa Giusta lagoon which has been subjected to a high human impact during the last 60 years (Sechi *et al*., 2001).

Materials and methods - A total of nine fish (3 MC plus 6 CR), mean weight 274±97g, were captured in September 2018 from Santa Giusta Lagoon (western Sardinia: Lat 39°52'N, Long 8°35'E; T: 12.5-28 °C; Sal: 28-44 ppm), an 8 km^2 area with a mean depth of about 1 m. The fish were weighed, measured and the intestine (mean weight 13±4.7 g) was aseptically removed, weighed, diluted (10% w/v) in peptone saline solution and homogenized for 4 minutes by Stomacher® 400 at room temperature. Samples (SG1 and SG2) were composed by mixing the guts of three CR individuals and (SG3) was obtained by putting together three MC fish guts. Serial dilutions were seeded onto Nutrient Agar (NA) and Marine Agar (MA) at 30 °C for 72h to count the aerobic heterotrophic and marine viable bacteria, respectively; Violet Red Bile Glucose Agar (VRBGA) and Violet Red Bile Agar Mug (VRBA-MUG) at 30 °C for 24h were used for enumerating Enterobacteriaceae, Coliforms and *Escherichia coli,* respectively. In order to select

the BS-producer bacteria, enrichment cultures were performed by cultivating intestinal homogenates (10% v/v) in Bushnell-Hass medium (BH-Himedia) with sunflower oil (2%), under agitation at 25-27 °C for 1 month. A total of 26 bacterial isolates were tested for the BS production. Microbial growth was monitored by measuring the A_{600} and pH values after 48-72h and the cultures were screened by the following tests: emulsification index (E24) (Cooper and Goldenberg, 1987) and drop collapse assays (Bodour *et al*., 2003). Some bacterial strains were identified by 16S rDNA partial sequencing according to Floris *et al*. (2013).

Results - Microbiological analyses showed a lower number of intestinal bacteria in MC than in CR: total aerobic heterotrophiles were 1.1×10^4 cfu g^{-1} in MC while 1.8×10^5 cfu g^{-1} in CR (mean values), the marine viable bacteria were 1.0×10^4 cfu g^{-1} in MC, and 8.9×10^4 cfu g^{-1} in CR. The counts of Enterobacteriaceae gave values of 3.1×10^3 cfu g^{-1} in MC and 3.4×10^4 cfu g^{-1} in CR; Coliforms were 7.0×10^2 cfu g^{-1} in MC and 1.5×10^4 cfu g^{-1} in CR, and *Escherichia coli* counted for 5 cfu g^{-1} in MC and 7.0×10^2 cfu g^{-1} in CR. The surface activity of the isolates was observed in 16 strains: 8 exibited strong surface tension activity scored as (3+), 2 isolates presented a positive activity indicated as (2+), 5 strains gave a score (+) and only one had a weak activity (w). Moreover, 12 out of 16 bioactive isolates performed also stable and compact emulsions with kerosene after 72h, reaching considerable values from 26 to 77% of E_{24} index. The identification of some biosurfactant producers by 16S rDNA partial sequencing ascribed them to *Pseudomonas* spp. followed by a strain affiliated to *Shewanella* spp.

Conclusions - In this work a group of good-performing intestinal strains, able to produce BS, were isolated from detritivorous fish specimens, confirming what was found for the intestinal tract of gilthead seabream (Floris *et al*., 2018). These first results are a promising attempt to investigate the potential bioremediation capacity of the intestinal microbiota, unlocking its biological value naturally present in the resident fauna of critical ecosystems.

References

BODOUR A.A., DREES K.P., MAIER R.M. (2003) - Distribution of biosurfactant-producing bacteria in undisturbed and contaminated arid southwestern soils. *Appl. Environ. Microbiol.*, **69** (6): 3280-3287.

COOPER D.G., GOLDENBERG B.G. (1987) - Surface-active agents from two *Bacillus* species. *Appl. Environ. Microbiol.*, **53** (2): 224-229.

FLORIS R., MANCA S., FOIS N. (2013) - Microbial ecology of intestinal tract of gilthead sea bream (*Sparus aurata* Linnaeus, 1758) from two coastal lagoons of Sardinia (Italy). *Transit. Waters Bull.*, **7** (2): 4-12.

FLORIS R., SCANU G., FOIS N., RIZZO C., MALAVENDA R., SPANÒ N., LO GIUDICE A. (2018) - Intestinal bacterial flora of Mediterranean gilthead sea bream (*Sparus aurata* Linnaeus) as a novel source of natural surface active compounds. *Aquac. Res.*, **49** (3): 1262-1273.

PANJIAR N., SACHAN S.G., SACHAN A. (2015) - Screening of bioemulsifier-producing micro-organisms isolated from oil-contaminated sites. *Ann. Microbiol.*, **65** (2): 753-764.

RIZZO C., MICHAUD L., HÖRMANN B., GERÇE B., SYLDATK C., HAUSMANN R., DE DOMENICO E., LO GIUDICE A. (2013) - Bacteria associated with sabellids (Polychaeta: Annelida) as a novel source of surface active compounds. *Mar. Pollut. Bull.*, **70** (1-2): 125-133.

SECHI N., FIOCCA F., SANNIO A., LUGLIÈ A. (2001) - Santa Giusta Lagoon (Sardinia): phytoplankton and nutrients before and after waste water diversion. *J. Limnol.*, **60** (2): 194-200.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 107-108

G. Furfaro, P. Mariottini[1], E. Trainito[2]

Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche e Ambientali (DiSTeBA), Università del Salento,
Via Prov.le Lecce-Monteroni - 73100 Lecce, Italia.
giulia.furfaro@unisalento.it
[1]Dipartimento di Scienze, Università di Roma Tre, Viale G. Marconi, 446 - 00146 Roma, Italia.
[2]Via Corallo, 11 - 07020 Loiri, Porto San Paolo (OT), Italia.

BOE DI ORMEGGIO NELLE AREE MARINE PROTETTE DI TAVOLARA PUNTA CODA CAVALLO E TOR PATERNO: IMPORTANTE RUOLO PER LA CONSERVAZIONE E PER LA BIODIVERSITÀ DEI MOLLUSCHI HETEROBRANCHI

MOORING BUOYS IN MPAs TAVOLARA PUNTA CODA CAVALLO AND TOR PATERNO: IMPORTANT ROLE FOR CONSERVATION AND FOR THE HETEROBRANCH MOLLUSCS BIODIVERSITY

Abstract - *In Marine Protected Areas (MPAs) the mooring buoys are important to avoid anchoring damage to the bottom communities and control, delimitate and keep safe diving activities. In addition, there is an indirect positive outcome, as interesting as little known, regarding the Heterobranchia diversity. Mooring buoys in fact can act as recruitment surfaces able to host entire life cycles of a high number of species with special reference to rare species. The case of MPAs Tavolara Punta Coda Cavallo and Tor Paterno (Tyrrhenian Sea) is here reported concluding that 17 out of 37 total species have been found only through the observation and study of buoys. Interestingly, these species have a high ecological value adding some important insights to the biodiversity hosted in the MPAs.*

Key-words: *buoys, Marine Protected Areas, Tor Paterno, Tavolara Punta Coda Cavallo, Heterobranchia.*

Introduzione - Un'ampia letteratura scientifica ha dimostrato l'impatto diretto e negativo dell'ancoraggio sulle comunità bentoniche (Milazzo *et al*., 2002). Ciò ha portato alla definizione di protocolli per la messa in posa di gavitelli nelle Aree Marine Protette (AMP) italiane, dove si concentra il turismo subacqueo. Le boe, inoltre, coadiuvano nell'attività di controllo, consentono di regolamentare i limiti di utilizzo dei siti, offrono riferimenti cartografici certi per il monitoraggio e garantiscono ormeggi più sicuri. Esse, inoltre, rappresentano un punto di attrazione e insediamento per le specie a diffusione larvale planctonica. Le boe di ormeggio, infatti, con il loro impianto di catene e *jumper* vengono rapidamente colonizzate da organismi trasportati dalle correnti marine. Tra questi, vi sono numerose specie di Heterobranchia difficili da osservare in ambienti naturali per le loro piccolissime dimensioni e le colorazioni criptiche (Trainito e Doneddu, 2014, 2015, 2016). I dati sono stati acquisiti in due AMP situate nel Mar Tirreno Centrale, "Tavolara Punta Coda Cavallo" e "Secche di Tor Paterno", dove nelle zone B l'immersione è consentita solo tramite l'ormeggio ai gavitelli.

Materiali e metodi - Le due AMP sono state indagate tramite ispezione visiva durante immersioni SCUBA effettuate durante tutto l'arco dell'anno, dal 2010 al 2018. Le boe visionate sono 16 per "Tavolara Punta Coda Cavallo" e 6 per "Secche di Tor Paterno". Gli esemplari osservati sono stati fotografati *in situ* oppure prelevati per identificazione corretta o fotografie di dettaglio, catalogati e conservati per studi anatomici e molecolari futuri.

Risultati - La Tab. 1 riporta l'elenco delle 37 specie osservate sui gavitelli delle due AMP, evidenziando quelle esclusive delle boe. Si tratta di 17 specie per lo più di piccole dimensioni, alcune rare in Mediterraneo, ma la maggior parte, 12, non sono ancora state determinate a livello di specie e potrebbero rivelarsi nuove per la scienza. Ad esempio, una di esse, *Doto* sp. 2 è stata sottoposta ad analisi molecolare rivelandosi una specie ad affinità indopacifica in attesa di essere descritta (Shipman e Gosliner, 2015).

Tab. 1 - Lista delle specie di Heterobranchia rinvenute sulle boe di ormeggio nelle due AMP oggetto di studio Tavolara Punta Coda Cavallo (TV) e Tor Paterno (TP). B=solo sulle boe, X=non esclusive delle boe. Le specie non identificate appartenenti al genere *Doto* sono numerate secondo Trainito e Doneddu, 2014.

List of the Heterobranchia species found on the mooring buoys of the two studied MPAs Tavolara Punta Coda Cavallo (TV) and Tor Paterno (TP). B=exclusively on buoys, X=not exclusively on buoys. The Doto *species that were not identified are here numbered according to Trainito and Doneddu, 2014.*

SPECIE	TV	TP	SPECIE	TV	TP
Polycera quadrilineata (O.F. Müller, 1776)	X		*Doto* sp. 10	B	B
Tritonia manicata Deshayes, 1853	X		*Doto* sp. 11	B	
Tritonia striata Haefelfinger, 1963	X		*Flabellina affinis* (Gmelin, 1791)	X	X
Scyllaea pelagica Linné, 1758	B		*Flabellina pedata* (Montagu, 1815)	X	X
Hancockia uncinata (Hesse, 1872)	X	B	*Calmella cavolini* (Vérany, 1846)	X	X
Doto acuta Schmekel & Kress, 1977	X		*Cratena peregrina* (Gmelin, 1791)	X	X
Doto cervicenigra Ortea & Bouchet, 1989	X		*Favorinus branchialis* (Rathke, 1806)	X	B
Doto coronata (Gmelin, 1791)	X		*Eubranchus exiguus* (Alder & Hancock, 1848)	B	
Doto koenneckeri Lemche, 1976	X		*Eubranchus farrani* (Alder & Hancock, 1844)	X	
Doto caballa Ortea, Moro, Ocaña e Bacallado, 2010	B		*Eubranchus linensis* Garcia-Gomez, Cervera & Garcia, 1990	X	X
Doto paulinae Trinchese, 1881	B		*Trinchesia caerulea* (Montagu, 1804)	X	X
Doto pontica Swennen, 1961	B		*Trinchesia genovae* (O'Donoghue, 1929)	B	X
Doto rosea Trinchese, 1881	B		*Trinchesia* sp. 1	X	
Doto sp. 2 (Doto J)	B		*Elysa viridis* (Montagu, 1804)	X	
Doto sp. 3	B		*Ercolania caerulea* Trinchese, 1892	X	
Doto sp. 4	B	B	*Aplysia* cf. *parvula* Guilding in Moerch, 1863	X	
Doto sp. 6	B		*Haminoea* sp. 1	X	
Doto sp. 7		B	*Haminoea* sp. 2	X	
Doto sp. 9	B				

Conclusioni - Dallo studio emerge che le boe di ormeggio utilizzate nelle AMP rappresentano non solo uno strumento di gestione, ma anche un sito di studio preferenziale per gli Heterobranchia, molluschi che per le piccole dimensioni sono difficilmente osservabili in ambienti naturali. Uno studio più approfondito delle specie che su tali boe possono insediarsi rappresenta, inoltre, un contributo alla conoscenza della biodiversità delle singole AMP.

Ringraziamenti: Gli autori desiderano ringraziare l'AMP "Tavolara Punta Coda Cavallo" e l'AMP "Secche di Tor Paterno" per la collaborazione ed il supporto. Un sentito ringraziamento va anche ai revisori che hanno contribuito al miglioramento di questo lavoro.

Bibliografia

MILAZZO M., CHEMELLO R., BADALAMENTI F., CAMARDA R., RIGGIO S. (2002) - The impact of human recreational activities in marine protected areas: what lessons should be learnt in the Mediterranean Sea? *Mar. Ecol.*, **23** (Suppl. 1): 280-290.

SHIPMAN C., GOSLINER T. (2015) - Molecular and morphological systematics of *Doto* Oken, 1851 (Gastropoda: Heterobranchia), with descriptions of five new species and a new genus. *Zootaxa*, **3973** (1): 57-101.

TRAINITO E., DONEDDU M. (2014) - *Nudibranchi del Mediterraneo*. 2ª ed. Il Castello, Cornaredo (MI): 192 pp.

TRAINITO E., DONEDDU M. (2015) - Contribution to the knowledge of the molluscan fauna in the Marine Protected Area Tavolara-Punta Coda Cavallo: Ordo Nudibranchia. *Boll. Malacol.*, **51** (2): 54-70.

TRAINITO E., DONEDDU M. (2016) - Contribution to the knowledge of the molluscan fauna in the Marine Protected Area Tavolara-Punta Coda Cavallo: Sacoglossa, Umbraculida, Pleurobranchomorpha, Anaspidea, Cephalaspidea, Thecosomata (Gastropoda; Heterobranchia). *Boll. Malacol.*, **52** (2): 79-89.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 109-110

A.-S. Juhmani, M. Wahsha[1], A. Buosi, Y. Tomio, A.A. Sfriso[2], M.A. Wolf, A. Vezzi[3]

Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica, Università Ca' Foscari Venezia,
Via Torino, 155 - 30172 Mestre (VE), Italy.
abdulsalam.juhmani@unive.it
[1]Marine Science Station, The University of Jordan, Aqaba branch, Jordan.
[2]Dipartimento di Scienze Chimiche e Farmaceutiche (DipSCF), Università di Ferrara, Italy.
[3]Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via U. Bassi, 58/B - 35131 Padova, Italy.

DIVERSITY OF MICROBIAL COMMUNITIES ASSOCIATED WITH *ULVA LAETEVIRENS* ARESCHOUG IN THE LAGOON OF VENICE

DIVERSITÀ DELLE COMUNITÀ MICROBICHE ASSOCIATE A ULVA LAETEVIRENS *ARESCHOUG NELLA LAGUNA DI VENEZIA*

Abstract - *Microbial communities on the surface of* Ulva laetevirens *were sampled at three sites in the Lagoon of Venice and sequenced using Illumina® NextSeq 500 platform. Results suggest that* U. laetevirens *hosts distinct microbial communities that vary according to anthropogenic stressors. The distribution of Amplicon sequences variant assigned to Proteobacteria and Bacteroidetes differed between the sampling sites. Several abundant phyla (*e.g. *Cyanobacteria) displayed considerable temporal variations suggesting that anthropogenic stressors could affect the health and ecology of the host macrophyte.*

Key-words: *microbial community,* Ulva*, stressors, Lagoon of Venice.*

Introduction - The shifts of microbial communities caused by anthropogenic stressors have been increasingly studied in the marine environments, particularly when they are associated with macroalgae (Egan *et al*., 2013). In fact, macroalgae are characterized by high sensitivity and rapid response to various environmental stressors (Sun *et al*., 2012). Consequently, the shift of microbial communities on macrophyte surface could represent a reliable tool to detect changes in marine ecosystems exposed to different environmental stressors. The recent development of Next-Generation Sequencing (NGS) technologies allows in-deep investigation of microbial communities and their response mechanisms to anthropogenic stressors (Sogin *et al*., 2006) and is powerful tools to study their diversity, composition and structure. The lagoon of Venice (LV) is a heterogeneous and dynamic transitional ecosystem affected by either natural or anthropogenic stressors. In this study, we investigated the microbial communities associated with the macrophyte *U. laetevirens*, recovered from lagoon areas influenced by different anthropogenic stressor sources.

Materials and methods - In LV, during winter and summer the attached thalli of *U. laetevirens* were sampled at Santa Maria del Mare (SMM) which is poorly impacted by anthropogenic stressors, Porto Marghera (PM) which influenced by industrial activities and San Giuliano (SG) which characterized by hypertrophic conditions and marked urban pollution. Metagenomic bacterial DNA was extracted from the surface of *U. laetevirens* using the DNeasy® PowerSoil® Kit (Qiagen, USA). PCR amplicon libraries were constructed using bacterial primers 515F and 806R. Amplicons from 16S rRNA amplification were analyzed through Illumina® NextSeq 500 platform using the Nextseq® 500/550 High-output KT v2. The 16S rRNA gene raw sequences were processed using the R-package high-resolution sample inference from amplicon sequencing data (DADA2) (v. 1.4) (Callahan *et al.*, 2016).

Results - The microbial community diversity was estimated using the Shannon index (SI) after raw data normalization (Tab. 1). The SI was the highest at SG especially in summer, whereas the lowest SI values were observed at PM.

Tab. 1 - Number of ASVs, Shannon index and species richness in the lagoon of Venice sampling sites.
Numero di ASVs, indice di Shannon e ricchezza di specie nei siti della laguna di Venezia.

site	season	level of stress	# ASV	Shannon index	Species richness
SMM	Winter	Low	508	5.72	43.6
PM		High	247	4.98	21.6
SG		High	575	6.08	49.6
SMM	Summer	Low	439	5.14	37.9
PM		High	285	3.65	24.9
SG		High	580	5.13	50.1

The species richness (SR) showed spatial and temporal patterns similar to those of SI. Indeed, the highest SR was observed at SG in both seasons, whereas, the lowest SR was recorded at PM in winter. Bacterial communities in the sampling sites belonged to 15 phyla (Fig. 1). They included Proteobacteria and Bacteroidetes (51 taxa), which represented altogether ca. 89% of the sequences obtained from all the sites. The 7 less abundant phyla (Acidobacteria, Fusobacteria, Deinococcus-Thermus, Chloroflexi, Thaumarchaeota, Tenericutes, Kiritimatiellaeota) accounted for <1% of the total sequences. The relative abundance of each phylum varied among sites and seasons. For instant, Epsilonbacteraeota were most abundant during winter. Conversely, Cyanobacteria increased during summer in all sites.

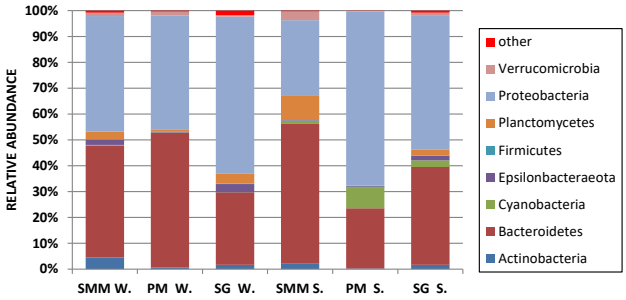


Fig. 1 - Distribution of *U. laetevirens* microbial communities in lagoon of Venice sites (W: Winter, S: Summer).
Distribuzione delle comunità batteriche di U. laetevirens *nei siti della laguna di Venezia (W: inverno, S: estate).*

Conclusions - We found strong microbial community clustering patterns in the examined sites. The effect of anthropogenic stressors was clearly evidenced by the dominance of bacterial taxa, which could adapt to environmental stressors or involved in xenobiotic degradation. Thus, indicating the functional relationship between *U. laetevirens* and their associated microbial community. Furthermore, the community composition during the sampling seasons showed temporal variations.

References

CALLAHAN B.J., McMURDIE P.J., ROSEN M.J., HAN A.W., JOHNSON A.J., HOLMES S.P. (2016) - DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nat. Methods*, **13** (7): 581-583.

EGAN S., HARDER T., BURKE C., STEINBERG P., KJELLEBERG S., THOMAS T. (2013) - The seaweed holobiont: understanding seaweed-bacteria interactions. *FEMS Microbiol. Rev.*, **37** (3): 462-476.

SOGIN M.L., MORRISON H.G., HUBER J.A., MARK WELCH D., HUSE S.M., NEAL P.R., ARRIETA J.M., HERNDL G.J. (2006) - Microbial diversity in the deep sea and the underexplored "rare biosphere". *P. Natl. Acad. Sci. USA*, **103** (32): 12115-12120.

SUN M.Y., DAFFORN K.A., BROWN M.V., JOHNSTON E.L. (2012) - Bacterial communities are sensitive indicators of contaminant stress. *Mar. Pollut. Bull.*, **64** (5): 1029-1038.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 111-112

L. Piazzi, P. Gennaro[1], F. Atzori[2], N. Cadoni[2], E. Cecchi[3], M.F. Cinti[2], F. Frau[2], M. Penna[1], B. Trabucco[1], G. Ceccherelli

Dipartimento di Chimica e Farmacia, Università di Sassari, Via Piandanna, 4 - 07100 Sassari, Italia.
lpiazzi@uniss.it
[1]Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), Livorno-Roma, Italia.
[2]Area Marina Protetta di Capo Carbonara, Villasimius (CA), Italia.
[3]Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana (ARPAT), Livorno, Italia.

USO DELL'INDICE ALEX NEL MONITORAGGIO E VALUTAZIONE D'IMPATTO DI SPECIE ALIENE MACROALGALI SULLE COMUNITÁ NATIVE

THE USE OF ALEX INDEX IN MONITORING PLANS AND IN EVALUATION STUDIES OF ALIEN MACROALGAE IMPACT ON NATIVE COMMUNITIES

Abstract *- A modified version of the ALien Biotic IndEX (ALEX) has been proposed to evaluate biological invasions in macroalgal assemblages. The aim of the present study was to evaluate the effectiveness of ALEX to detect differences at early stages of NIS spread.*

Key-words: *ecological status, impact evaluation studies, macroalgae, monitoring, non indigenous species.*

Introduzione - La Direttiva Europea "Strategia Marina" (2008/56/CE) richiama la necessità di monitorare la presenza e l'abbondanza delle specie non indigene (NIS) introdotte dalle attività umane e di valutare il loro impatto sulle comunità native, allo scopo di evitare che le invasioni biologiche alterino il buono stato ambientale (*Good Environmental Status*, GES) degli ecosistemi marini costieri (EU, 2008). In questo contesto, una versione modificata dell'indice ALEX (ALien Biotic IndEX, Çinar e Bakir, 2014) è stata recentemente proposta per valutare il livello delle invasioni biologiche nei popolamenti macroalgali del Mediterraneo (Piazzi *et al*., 2015). Il presente contributo intende presentare i risultati dell'impiego di ALEX in progetti di monitoraggio e valutazione d'impatto ambientale.

Materiali e metodi - Questo lavoro consiste in tre studi differenti. Studio1. Popolamenti macroalgali di matte morta situati a circa 6 m di profondità sono stati campionati a luglio 2016 all'interno dell'Area Marina Protetta (AMP) di Capo Carbonara (Sardegna sud-orientale) dove è presente un porto turistico. Cinque siti sono stati selezionati, uno in prossimità del porto, due distanti circa 1 km dal porto (rispettivamente uno a est e uno a ovest), e due a circa 3 km sempre in entrambe le direzioni. Studio 2. Due habitat (fondo roccioso e matte di *Posidonia oceanica*) sono stati campionati a novembre 2018 nell'AMP di Capo Carbonara a due profondità (6 e 35 m) in due differenti siti. Studio 3. Nel luglio 2017, sono stati campionati tre siti alla profondità di circa 28 m, uno all'interno dell'area di cantiere per la rimozione della motonave Costa Concordia all'Isola del Giglio e due di controllo. Per tutti gli studi, in ogni sito sono state campionate due aree e in ogni area sono stati prelevati, mediante grattaggio con martello e scalpello, tutti gli organismi all'interno di tre superfici di 400 cm^2. L'indice è stato calcolato come: $ALEX_{EQR}$=(5–ALEX)/5, dove: ALEX=[(0GI)+(3(GII+GIII))+(5GIV)]/100. GI=specie native; GII=macroalghe introdotte rare; GIII=macroalghe introdotte con popolazioni stabili; GIV=macroalghe invasive. I valori ottenuti per l'indice ALEX sono stati analizzati mediante analisi della varianza (ANOVA, Underwood, 1997). Il test di Cochran è stato utilizzato per testare l'omogeneità delle varianze. L'SNK è stato usato come test a posteriori per determinare le differenze tra livelli di fattori significativi.

Risultati - Le principali NIS presenti erano le stesse per tutti i siti di studio: la Chlorophyta *Caulerpa cylindracea* Sonder, 1845, le Rhodophyta *Acrothamnion preissii* (Sonder) Wollaston, 1968, e *Womersleyella setacea* (Hollenberg) Norris, 1992. Studio 1. L'indice ALEX ha indicato una elevata qualità ecologica in tutti i siti. Tuttavia, i siti del porto e del lato est presentavano valori più bassi di quelli posti ad ovest; il sito est vicino ha mostrato i valori più bassi in assoluto. Studio 2. L'analisi ha evidenziato un'interazione significativa tra habitat e profondità, con i valori su roccia superiori a quelli su matte solo nei siti più superficiali. Anche le differenze tra le due profondità erano significative solo su roccia. Studio 3. L'analisi ha mostrato valori significativamente più bassi nel sito disturbato rispetto ai controlli, che invece non erano significativamente diversi tra loro. Il fattore Area non è risultato significativo nei tre studi.

Conclusioni - I risultati del primo studio suggeriscono l'importanza di fattori idrodinamici nella propagazione delle NIS, anche se altre cause possono avere influenzato i risultati osservati (Piazzi *et al*., 2018). Il secondo studio ha mostrato come sia l'habitat che la profondità possono avere un'importanza rilevante per la colonizzazione di specie aliene; la matte morta di *P. oceanica* si è confermata un habitat di elezione per le invasioni, mentre popolamenti algali ben strutturati possono riuscire a bloccare la propagazione di molte macroalghe invasive (Piazzi *et al*., 2016). Nel terzo studio, il sito disturbato ha mostrato valori dell'indice più bassi rispetto ai controlli, confermando come i siti degradati perdono le loro capacità di resistenza alle invasioni (Gennaro e Piazzi, 2014). I risultati di questo lavoro nell'insieme mostrano l'idoneità dell'impiego di ALEX nel monitoraggio costiero. Infatti, ALEX si è mostrato sensibile a variazioni dovute ad effetti antropici (situazione portuale e cantiere marino), come a quelle dovute a fonti naturali (profondità e habitat).

Bibliografia

ÇINAR M.E., BAKIR K. (2014) - ALien Biotic IndEX (ALEX) - A new index for assessing impacts of alien species on benthic communities. *Mar. Pollut. Bull*., **87** (1-2): 171-179.

EU (2008) - 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). *Official Journal of the European Union*, L. 164: 19-40.

GENNARO P., PIAZZI L. (2014) - The indirect role of nutrients in enhancing the invasion of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*. *Biol. Invasions*, **16** (8): 1709-1717.

PIAZZI L., BALATA D., BULLERI F., GENNARO P., CECCHERELLI G. (2016) - The invasion of *Caulerpa cylindracea* in the Mediterranean: the known, the unknown and the knowable. *Mar. Biol*., **163**: 161.

PIAZZI L., GENNARO P., ATZORI F., CADONI N., CINTI M.F., FRAU F., CECCHERELLI G. (2018) - ALEX index enables detection of alien macroalgae invasions across habitats within a marine protected area. *Mar. Pollut. Bull*., **128**: 318-323.

PIAZZI L., GENNARO P., CECCHERELLI G. (2015) - Suitability of the ALien Biotic IndEX (ALEX) for assessing invasion of macroalgae across different Mediterranean habitats. *Mar. Pollut. Bull*., **97** (1-2): 234-240.

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

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 113-116

L. Piazzi, P. Gennaro[1], M. Montefalcone[2], C.N. Bianchi[2], E. Cecchi[3], C. Morri[2], F. Serena[4]

Dipartimento di Chimica e Farmacia, Università di Sassari, Via Piandanna, 4 - 07100 Sassari, Italia.
lpiazzi@uniss.it
[1]Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), Livorno, Italia.
[2]DISTAV, Università di Genova, Italia.
[3]ARPAT - Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana, Livorno, Italia.
[4]CNR-IRBIM, Mazara del Vallo (TP), Italia.

STAR: UNA PROCEDURA INTEGRATA E STANDARDIZZATA PER LA VALUTAZIONE DELLO STATO ECOLOGICO DEL CORALLIGENO DI PARETE

STAR: AN INTEGRATED AND STANDARDIZED PROCEDURE TO EVALUATE THE ECOLOGICAL STATUS OF SHALLOW CORALLIGENOUS REEFS

Abstract *- The methods used to study shallow coralligenous reefs are reviewed to select a unified procedure able to optimize sampling effort, to select the most effective ecological descriptors to evaluate the responses of coralligenous assemblages to anthropogenic pressures and to synthesize available information in an integrated and standardized procedure named STAR.*

Key-words: *coralligenous reefs, ecological status, monitoring, algae, invertebrates.*

Introduzione - Le scogliere coralligene rappresentano uno dei principali ecosistemi marini mediterranei per distribuzione, biodiversità, biomassa e ruolo nel ciclo del carbonio (Bianchi, 2001; Ballesteros, 2006; Martin *et al*., 2014), ma anche uno dei più vulnerabili agli impatti, su scala sia locale sia globale (Piazzi *et al*., 2012; Gatti *et al*., 2015; Montefalcone *et al*., 2017). Le scogliere coralligene sono pertanto riconosciute come importanti bioindicatori della qualità ambientale ed incluse fra gli habitat da monitorare ai sensi della Direttiva Quadro Strategia Marina (MSFD, EU, 2008). In questo contesto, l'ultimo rapporto sul Piano di Azione per la Conservazione del Coralligeno nel Mar Mediterraneo (UNEP/MAP, 2017) sollecita lo sviluppo di protocolli di monitoraggio standardizzati, che tengano conto delle diverse tipologie di coralligeno che si sviluppano in relazione alla diversa batimetria (Cánovas Molina *et al*., 2015), e che permettano il confronto dei dati a livello di Bacino Mediterraneo. In particolare, risulta spesso poco chiara la distinzione fra coralligeno di piattaforma e di parete (Ballesteros, 2006) e, relativamente a quest'ultimo, gli approcci seguiti sono diversi tra loro (Deter *et al*., 2012; Gatti *et al*., 2012, 2015; Cecchi *et al*., 2014; Montefalcone *et al*., 2017; Piazzi *et al*., 2017; Sartoretto *et al*., 2017). Il presente contributo riassume i risultati di una revisione dei metodi di studio fino a oggi proposti per lo studio del coralligeno di parete, allo scopo di ottimizzare lo sforzo di campionamento, selezionare i descrittori più idonei a evidenziare le risposte dei popolamenti coralligeni alle pressioni antropiche e sintetizzare le informazioni in un'unica procedura integrata e standardizzata (Piazzi *et al*., 2019).

Materiali e metodi - Sono state analizzate 95 pubblicazioni scientifiche, selezionandone 52 che riportavano informazioni metodologiche dettagliate. Dall'analisi bibliografica sono stati valutati i metodi di campionamento e i descrittori ecologici ritenuti più idonei ed è stata proposta una procedura integrata denominata STAR (*STAndaRdized coralligenous evaluation procedure*). STAR è stata testata in 12 siti del Mediterraneo nord-occidentale, sei dei quali sottoposti a elevata pressione antropica e sei situati in aree caratterizzate da bassa pressione antropica. Il livello di pressione

antropica è stato valutato in base alla distanza da sorgenti di disturbo, quali aree urbanizzate, portuali o industriali, attività di pesca o turismo, foci di corsi d'acqua (Piazzi *et al*., 2017). Le differenze tra condizioni (pressione antropica bassa e alta) per ciascun descrittore selezionato sono state analizzate mediante ANOVA a 1 via (Underwood, 1997), previa analisi dell'omogeneità delle varianze (test di Cochran) ed eventuale trasformazione dei dati.

Risultati - L'applicazione di STAR può essere sintetizzata nei seguenti punti:

1. il campionamento deve essere effettuato una volta all'anno nel periodo aprile-giugno;
2. il campionamento deve essere effettuato su superficie verticale (85-90°) a circa 35 (±3) m di profondità;
3. il disegno di campionamento necessario per caratterizzare un sito (circa 1 km di scogliera) deve comprendere 3 superfici (plot) di 4 m^2, distanti una decina di metri circa tra loro;
4. 10 campionamenti fotografici di 0,2 m^2 ciascuno devono essere effettuati in ciascun plot da operatori subacquei;
5. la consistenza della matrice calcarea deve essere valutata attraverso un penetrometro manuale (Bianchi *et al*., 2007) con 6 repliche per ciascun plot;
6. la massima altezza di ciascuna specie dello strato eretto (organismi >10 cm) e la percentuale di necrosi e epibiosi degli antozoi eretti deve essere quantificata *in situ* attraverso una stima visiva;
7. deve essere stimata la copertura percentuale di sedimento dalle immagini fotografiche;
8. deve essere stimata la copertura percentuale dei taxa/gruppi morfologici di ciascun campione fotografico;
9. il livello di sensibilità di ciascun campione (*Sensitivity Level*, SL o *Integrated Sensitivity Level*, ISL) (Montefalcone *et al*., 2017; Piazzi *et al*., 2017) deve essere calcolato moltiplicando il valore di SL/ISL di ciascun taxon/gruppo per la sua classe di abbondanza e poi sommando tutti i valori ottenuti per ciascun taxon/gruppo. I valori di copertura devono essere quantificati in 8 classi di abbondanza: 1) 0<%<0,01; 2) 0,01≤%<0,1; 3) 0,1≤%<1; 4) 1≤%<5; 5) 5≤%<25; 6) 25≤%<50; 7) 50≤%<75; 8) 75≤%<100);
10. la diversità alpha deve essere valutata attraverso il numero medio di taxa/gruppi per campione;
11. la diversità beta deve essere valutata come distanza media dei centroidi in un'analisi multivariata attraverso appropriati software.

ANOVA ha evidenziato differenze significative tra le due condizioni per tutti i descrittori analizzati. La diversità alpha e beta, il livello di sensibilità, la consistenza della matrice calcarea e la copertura di Udoteaceae, Rhodophyta erette, briozoi eretti e gorgonie sono significativamente più elevati nei siti con bassa pressione antropica (Fig. 1). Al contrario, l'abbondanza di sedimento, la percentuale di necrosi/epibiosi delle gorgonie e la copertura di feltro algale e di spugne incrostanti sono più elevati nei siti ad alta pressione antropica (Fig. 1).

Conclusioni - I descrittori selezionati e la metodica proposta sono stati efficaci nel discriminare i popolamenti coralligeni sottoposti a differente pressione antropica, confermando l'idoneità dell'approccio proposto per valutare la qualità ecologica del coralligeno di parete. STAR integra tecniche di campionamento fotografiche e visive, fornendo così informazioni più complete rispetto a quelle ottenibili dai singoli approcci. Inoltre, STAR consente di ottimizzare lo sforzo di campionamento raccogliendo dati adatti sia all'analisi biocenotica sia a

quella paesaggistica. Attraverso un unico sforzo di campionamento è possibile ottenere informazioni sui descrittori impiegati per calcolare la maggior parte degli indici già impiegati per valutare la qualità ecologica del coralligeno (Deter *et al*., 2012; Gatti *et al*., 2012, 2015; Cecchi *et al*., 2014; Montefalcone *et al*., 2017; Piazzi *et al*., 2017; Sartoretto *et al*., 2017). STAR riesce quindi a integrare e standardizzare i metodi di monitoraggio fino a oggi utilizzati, agevolando un'efficace comparazione tra dati ottenuti in diverse aree del Mediterraneo con differenti indici ecologici e favorendo così i processi di intercalibrazione richiesti dalle più recenti normative europee.

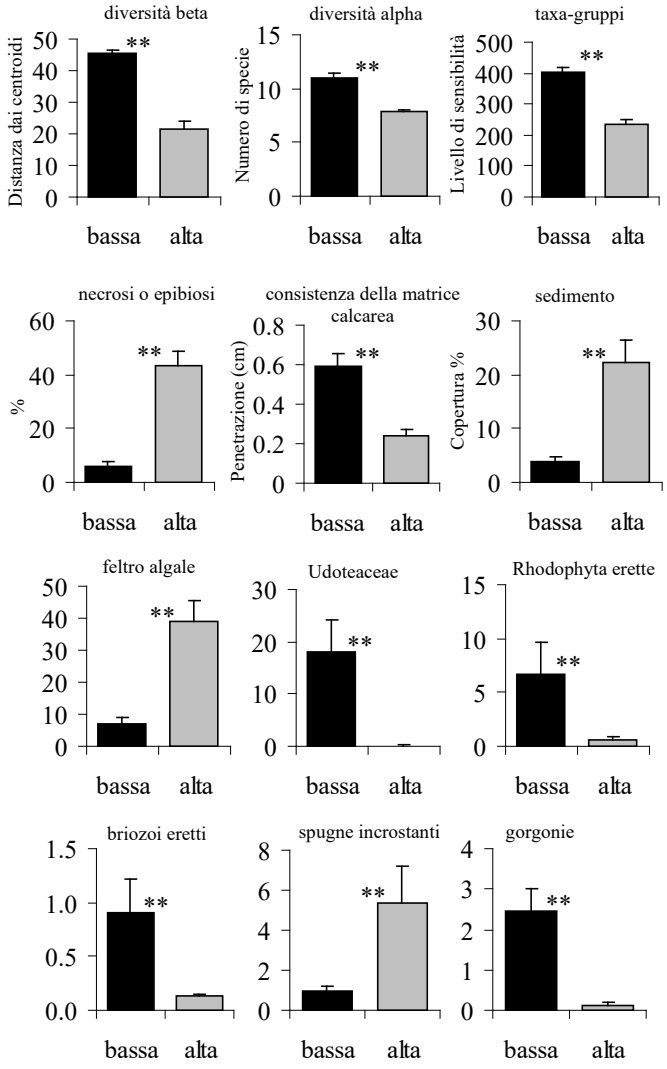


Fig. 1 - Valori (media+ES, n=6) dei principali descrittori di qualità ecologica del coralligeno in aree a bassa (nero) e alta (grigio) pressione antropica. Gli asterischi indicano un effetto significativo tra le due condizioni ambientali ($p<0,05$).

Values (mean+SE, n=6) of the main descriptors of coralligenous ecological quality under low (black) and high (grey) human pressure conditions. Asterisks indicate significant effects between conditions ($p<0.05$).

Bibliografia

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

BIANCHI C.N. (2001) - La biocostruzione negli ecosistemi marini e la biologia marina italiana. *Biol. Mar. Mediterr.*, **8** (1): 112-130.

BIANCHI C.N., CATTANEO-VIETTI R., MORRI C., NAVONE A., PANZALIS P., ORRÙ P. (2007) - Il coralligeno dell'Area Marina Protetta di Tavolara Punta Coda Cavallo (Sardegna nord-orientale). *Biol. Mar. Mediterr.*, **14** (2): 148-149.

CÁNOVAS MOLINA A., MONTEFALCONE M., CANESSA M., COPPO S., DIVIACCO G., MORRI C., FERRARI M., CERRANO C., ARMSTRONG R., BIANCHI C.N., BAVESTRELLO G. (2015) - Coralligenous reefs in Liguria: distribution and characterization. In: Bouafif C., Langar H., Ouerghi A. (eds), *Proceedings of the second Mediterranean symposium on the conservation of coralligenous and other calcareous bio-concretions*. Portorož (Slovenia), 29-30 October 2014. RAC/SPA publ., Tunis: 55-60.

CECCHI E., GENNARO P., PIAZZI L., RICEVUTO E., SERENA F. (2014) - Development of a new biotic index for ecological status assessment of Italian coastal waters based on coralligenous macroalgal assemblages. *Eur. J. Phycol.*, **49** (3): 298-312.

DETER J., DESCAMP P., BALLESTA L., BOISSERY P., HOLON F. (2012) - A preliminary study toward an index based on coralligenous assemblages for the ecological status assessment of Mediterranean French coastal waters. *Ecol. Indic.*, **20**: 345-352.

EU (2008) - 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). *Official Journal of the European Union*, L. 164: 19-40.

GATTI G., BIANCHI C.N., MORRI C., MONTEFALCONE M., SARTORETTO S. (2015) - Coralligenous reefs state along anthropized coasts: application and validation of the COARSE index, based on a rapid visual assessment (RVA) approach. *Ecol. Indic.*, **52**: 567-576.

GATTI G., MONTEFALCONE M., ROVERE A., PARRAVICINI V., 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.

MARTIN C.S., GIANNOULAKI M., DE LEO F., SCARDI M., SALOMIDI M., KNITTWEIS L., PACE M.L., GAROFALO G., GRISTINA M., BALLESTEROS E., BAVESTRELLO G., BELLUSCIO A., CEBRIAN E., GERAKARIS V., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., SCHEMBRI P.J., TERRIBILE K., RIZZO L., BEN SOUISSI J., BONACORSI M., GUARNIERI G., KRZELJ M., MACIC V., PUNZO E., VALAVANIS V., FRASCHETTI S. (2014) - Coralligenous and maërl habitats: predictive modelling to identify their spatial distributions across the Mediterranean Sea. *Sci. Rep.*, **4**: 5073.

MONTEFALCONE M., MORRI C., BIANCHI C.N., BAVESTRELLO G., PIAZZI L. (2017) - The two facets of species sensitivity: stress and disturbance on coralligenous assemblages in space and time. *Mar. Pollut. Bull.*, **117** (1-2): 229-238.

PIAZZI L., GENNARO P., BALATA D. (2012) - Threats to macroalgal coralligenous assemblages in the Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, **64** (12): 2623-2629.

PIAZZI L., GENNARO P., CECCHI E., SERENA F., BIANCHI C.N., MORRI C., MONTEFALCONE M. (2017) - Integration of ESCA index through the use of sessile invertebrates. *Sci. Mar.*, **81** (2): 283-290.

PIAZZI L., GENNARO P., MONTEFALCONE M., BIANCHI C.N., CECCHI E., MORRI C., SERENA F. (2019) - STAR: an integrated and standardized procedure to evaluate the ecological status of coralligenous reefs. *Aquat. Conserv.*, **29** (2): 189-201.

SARTORETTO S., SCHOHN T., BIANCHI C.N., MORRI C., GARRABOU J., BALLESTEROS E., RUITTON S., VERLAQUE M., DANIEL B., CHARBONNEL E., BLOUET S., DAVID R., FÉRAL J.-P., GATTI G. (2017) - An integrated method to evaluate and monitor the conservation state of coralligenous habitats: the INDEX-COR approach. *Mar. Pollut. Bull.*, **120** (1-2): 222-231.

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

UNEP/MAP (2017) - Action plan for the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions in the Mediterranean Sea. UN Environment/MAP Athens, Greece: 19 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 117-118

F. Rendina, F. Ferrigno, F. Di Stefano, R. Sandulli, G.F. Russo

Dipartimento di Scienze e Tecnologie (DiST), Università di Napoli "Parthenope", URL CoNISMa, Centro Direzionale, Isola C4 - 80143 Napoli, Italia.
francesco.rendina@uniparthenope.it

INDAGINI ROV SU LETTI A RODOLITI PROFONDI SITUATI AL LARGO DELLE COSTE DELLA CAMPANIA

ROV INVESTIGATIONS ON DEEP RHODOLITH BEDS OFF THE CAMPANIA COASTS

Abstract - *In the present study, through the analysis of ROV videos and images, we report preliminary results in terms of distribution, vitality, rhodolith cover, morphotypes abundances and anthropic pressure of different RBs within 6 sites off the Campania coast in the Tyrrhenian Sea (Italy). The study indicated that pralines was the predominant morphological group for all the studied sites, except Acciaroli that was composed mostly by dead mäerl. The site Secchitiello was characterized by the greatest abundance of anthropic debris and debris types.*

Key-words: *coralline algae, rhodoliths, ROVs, deep habitats, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione - I letti di rodoliti sono habitat biogenici costituiti dall'aggregazione di forme libere di alghe rosse calcaree, principalmente Corallinales non articolate (Bosence, 1983). I letti del Mediterraneo si ritrovano spesso in acque profonde e sono solitamente composti da diverse specie di Corallinales. A seconda della velocità di sedimentazione, dell'idrodinamismo e della morfologia del fondale, essi possono essere strutturati dalla combinazione di diverse tipologie di morfotipi algali, classificati da Basso (1998) come *pralines*, *boxwork* e ramificazioni libere (o *mäerl*). La complessità strutturale che caratterizza questi habitat fa sì che essi supportino un'elevata diversità di specie vegetali e animali (Basso *et al.*, 2016). Tuttavia, le elevate profondità che possono raggiungere costituiscono un fattore limitante sulla conoscenza della loro distribuzione e dello stato di salute. Inoltre, essi sono spesso soggetti ad una perdita di eterogeneità strutturale a causa degli impatti antropici, in particolare della pesca, che provoca danni meccanici e da accumulo di sedimenti (Kamenos *et al.*, 2003). Lo scopo di questo lavoro è quello di ampliare le conoscenze relative ai letti di rodoliti situati al largo delle coste della Campania mediante l'utilizzo del ROV (*Remotely Operated Vehicle*), una delle tecnologie attualmente più impiegate per esplorare gli habitat marini profondi.

Materiali e metodi - Lo studio dei letti di rodoliti è stato effettuato attraverso l'analisi di video ad alta definizione ottenuti da riprese ROV. Le indagini sono state condotte nel 2017 e 2018 in 6 siti al largo delle coste della Campania (Capri, Ischia, Punta Campanella, secca di Bocca Piccola o Secchitiello, Pioppi e Acciaroli). I siti sono stati scelti in base a informazioni provenienti dalla letteratura pregressa e dai pescatori locali, con l'ausilio di dati morfobatimetrici. Sono stati effettuati 3 transetti per sito, tra i 42 e i 78 m di profondità, della lunghezza di ~200×0,5 m di larghezza ciascuno, distanti fra loro almeno 50 m. Utilizzando il software VisualSoft®, dai video ottenuti sono stati estrapolati 60 fotogrammi per ogni sito (per un totale di 360 immagini), allo scopo di determinare la distribuzione, lo stato di salute (talli vivi/morti; considerando morti i rodoliti che apparivano completamente bianchi) e l'abbondanza (copertura percentuale) sia totale, sia per i diversi morfotipi algali. Inoltre, allo scopo di determinare la pressione antropica presente nei siti, è stata calcolata l'abbondanza media delle varie tipologie di rifiuti antropici rinvenuti in 100 m^2 (n. rifiuti/100 m^2), ovvero l'area di ogni transetto.

Risultati - Le analisi di immagine hanno evidenziato che, tra i vari siti, Capri è quello con una maggiore copertura di rodoliti (circa 66%), con la presenza dell'84% di talli vivi e il 16% di talli morti; il morfotipo algale prevalente nel sito è quello delle *pralines*. I siti caratterizzati, invece, dalla minore copertura di rodoliti sul fondo sono Secchitiello e Punta Campanella (circa 2 e 5%, rispettivamente). Anche in questi siti la morfologia algale preponderante è quella delle *pralines*. Ad Ischia è stata osservata una copertura del substrato del 47%, con il 74% di talli vivi e il 26% di talli morti; le *pralines* sono la forma predominante nel 73% delle immagini analizzate, mentre nel restante 27% delle immagini i *boxwork* sono il morfotipo più abbondante. Nei due siti del Cilento (Pioppi e Acciaroli) è stata riscontrata una copertura del 40 e del 60% rispettivamente, con un'elevata copertura percentuale di talli morti ad Acciaroli (circa il 76%). Inoltre, a differenza di Pioppi in cui la morfologia algale prevalente è quella delle *pralines*, Acciaroli è caratterizzata dalla presenza quasi esclusiva di ramificazioni libere (*mäerl*) di piccole dimensioni, frammentate e dalla colorazione brunastra. Per quanto riguarda l'abbondanza dei rifiuti antropici, le analisi dei video hanno mostrato che Secchitiello è il sito più impattato, sia in termini di abbondanza media complessiva di rifiuti (circa 0,121±0,010/100 m^2), sia per il maggior numero di tipologie di rifiuti rinvenuti (tra cui reti da pesca, cime, lenze e rifiuti in plastica, vetro e metallo). I siti di Pioppi e Acciaroli sono invece quelli con il minor numero di rifiuti (circa 0,015±0,004/100 m^2 e 0,012±0,006/100 m^2 rispettivamente) e il minor numero di tipologie di rifiuti osservati (lenze e cime).

Conclusioni - Le indagini ROV effettuate al largo delle coste della Campania hanno permesso la caratterizzazione di diversi letti di rodoliti nelle aree di Ischia, Pioppi e Acciaroli e la scoperta di un letto mai descritto in precedenza al largo di Capri. Invece, nei siti Secchitiello e Punta Campanella non sono stati rilevati dei veri e propri letti poiché la copertura media del fondale da parte di rodoliti vivi è inferiore al 10% (Basso *et al.*, 2016). Il morfotipo algale prevalente nei diversi siti è quello delle *pralines*, fatta eccezione per Acciaroli dove il *mäerl* è risultato il più abbondante, sebbene in gran parte morto. Infatti, tutti i siti sono caratterizzati da una percentuale non superiore al 26% di talli morti, ad eccezione di Acciaroli, dove è stata osservata una percentuale maggiore del 50% di talli morti, frammentati e dalla colorazione brunastra, suggerendo si tratti di un letto morto o fossile (Basso *et al.*, 2016). Il sito maggiormente soggetto alla pressione antropica è risultato essere Secchitiello, mentre i due siti del Cilento (Pioppi e Acciaroli) sono quelli con meno rifiuti. Ulteriori monitoraggi sarebbero necessari allo scopo di conoscere meglio lo stato attuale e futuro di questi importanti habitat, e poter attuare programmi di conservazione efficaci.

Bibliografia

BASSO D. (1998) - Deep rhodolith distribution in the Pontian Islands, Italy: a model for the paleoecology of a temperate sea. *Palaeogeogr. Palaeocl.*, **137** (1-2): 173-187.

BASSO D., BABBINI L., KALEB S., BRACCHI V.A., FALACE A. (2016) - Monitoring deep Mediterranean rhodolith beds. *Aquat. Conserv.*, **26** (3): 549-561.

BOSENCE D.W.J. (1983) - The occurrence and ecology of recent rhodoliths. A review. In: Peryt T.M. (ed), *Coated Grains*. Springer-Verlag, Berlin: 225-242.

KAMENOS N.A., MOORE P.G., HALL-SPENCER J.M. (2003) - Substratum heterogeneity of dredged *vs* un-dredged mäerl grounds. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **83** (2): 411-413.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 119-120

M. Sartini, A. Ligas[1], M. Giannetti[2], V. Bianchi[2], A.M. De Biasi[1]

Aplysia Soc. Coop. r.l., Viale Menichetti, 35 - 57121 Livorno, Italia.
marina.sartini@aplysia.it
[1]C.I.B.M., Livorno, Italia.
[2]OLT Offshore Lng Toscana, Livorno, Italia.

EFFETTI DELL'INTERDIZIONE ALLA PESCA SU *SCYLIORHINUS CANICULA* (LINNEO, 1758) (ELASMOBRANCHII; SCYLIORHINIDAE): IL CASO DEL RIGASSIFICATORE "FSRU TOSCANA" AL LARGO DELLE COSTE TOSCANE

EFFECTS OF FISHING CLOSURE ON SCYLIORHINUS CANICULA *(LINNAEUS, 1758) (ELASMOBRANCHII; SCYLIORHINIDAE): THE CASE STUDY OF THE OFFSHORE "FSRU TOSCANA" - TERMINAL OFF THE TUSCANY COAST*

Abstract - *Time series of biomass indices of* Scyliorhinus canicula *(Linnaeus, 1758) (Elasmobranchii; Scyliorhinidae) coming from experimental trawl samplings carried out in the period 2012-2018 in a fishing closed area, due to the presence of an offshore LNG terminal, were analysed with a GAM model. Results show biomass higher values, recurring in time, in the sites inside to the FSRU area.*

Key-words: Scyliorhinus canicula*, fishing restricted areas, trawl fisheries, Ligurian Sea.*

Introduzione - Nel luglio 2013, a 12 miglia nautiche dalla costa tra Livorno e Pisa è stato installato un terminale di rigassificazione di GNL (chiamato "FSRU Toscana"). Dal 2012, quest'area è stata oggetto di un piano di monitoraggio disposto dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare al fine di valutare l'impatto sulle varie componenti ambientali. Riguardo ai popolamenti ittici demersali, sono state effettuate cale di pesca a strascico sperimentale sia nell'area in prossimità del terminale, sia in un'area più distante. L'obiettivo di questo lavoro è di indagare gli effetti dell'interdizione alle attività di pesca, dovuta alla presenza dell'FSRU, sulla popolazione del gattuccio, *Scyliorhinus canicula* (L., 1758), una specie necto-bentonica caratteristica dei popolamenti ittici locali.

Materiali e metodi - Dal 2012 al 2018, in estate ed in inverno, sono state effettuate cale di pesca a strascico sperimentale, 4 in prossimità del terminale FSRU (siti interni, 1-1,5 MN dal terminale FSRU) ed una in un sito al limite esterno dell'area di interdizione alle attività di pesca (sito di controllo, a 3 MN dal terminale FSRU), per un totale di 10 campionamenti annui. La profondità dei siti campionati è compresa tra 100 e 120 m. Gli indici di biomassa per unità di superficie (kg/km^2) del gattuccio ottenuti in ciascuna campagna sono stati analizzati utilizzando un modello GAM (*Generalized Additive Models*, Hastie e Tibshirani, 1990). Come variabili indipendenti sono stati considerati i fattori tempo, area (siti interni e controllo) e stagione (estate ed inverno); l'interazione tempo/area è stata considerata per valutare differenze nel tempo tra siti interni ed il controllo. La selezione del modello si è basata sulla varianza spiegata e sull'*Akaike Information Criterion* (AIC). Le analisi sono state effettuate utilizzando il pacchetto *mgcv* disponibile in R3.5.1 (R Core Team, 2018).

Risultati - Nel sito interno i valori dell'indice di biomassa del gattuccio sono risultati significativamente superiori a quelli del sito di controllo (182,3±117,2 nel sito interno e 74,4±84,9 nel sito di controllo). Dalle analisi effettuate con GAM

sugli indici di biomassa del gattuccio è risultato che l'interazione tra tempo e area non è significativa ad indicare che non esistono differenze nell'evoluzione temporale dei popolamenti dei siti interni all'area FSRU e del sito di controllo. Nonostante questo, per entrambi i siti, è stato riscontrato un costante aumento della biomassa della specie nel periodo indagato. Il modello migliore (in termini di varianza spiegata e AIC) contiene come variabili indipendenti i fattori tempo, area e stagione (Tab. 1).

Tab. 1 - Risultati del modello GAM sull'indice di biomassa di *S. canicula*. A ciascuno dei livelli dei fattori tempo (7, di cui 6 mostrati in tabella; 1 come riferimento, 2012), sito (interno e controllo) e stagione (estate e inverno) è associata la significatività. NS=non significativo. *Summary of the GAM outputs on the biomass index of* S. canicula. *Significance is shown for each of level of the factor time (7 levels: 6 are shown and one used as reference, 2012), site (2 levels, inside and control), and season (2 levels, summer and winter). NS=not significant.*

Coefficienti	Stima	Err. Std.	Valore test t	Livello di significatività
Intercetta	3,62	0,44	8,23	<0,05
fAnno – 2013	–0,06	0,62	–0,09	NS
fAnno – 2014	0,31	0,40	0,76	NS
fAnno – 2015	0,38	0,40	0,93	NS
fAnno – 2016	0,87	0,38	2,29	<0,05
fAnno – 2017	0,53	0,39	1,36	NS
fAnno – 2018	0,64	0,38	1,64	NS
fSito – Interno	0,84	0,28	3,03	<0,05
fStagione – Inverno	0,55	0,14	3,93	<0,05

Conclusioni - I maggiori valori di biomassa di *S. canicula* in prossimità del terminale non lasciano supporre un effetto negativo dovuto alla presenza del terminale FSRU, ma piuttosto un effetto benefico dovuto all'interdizione della pesca. Questo effetto è meno evidente nel sito di controllo, che si trova al limite della zona di interdizione. La biomassa di *S. canicula* mostra un leggero trend all'aumento, anche se solo nel 2016 sono state riscontrate delle catture di gattuccio significativamente più alte. Nel caso della stagione si osserva una maggiore cattura della specie durante le campagne invernali; questo potrebbe essere legato alla biologia ed ecologia della specie (reclutamento e migrazione in aree più profonde nel periodo estivo). Gli Elasmobranchi, essendo considerati organismi più vulnerabili all'impatto della pesca (Baum *et al*., 2003) possono essere utilizzati come possibili indicatori di buono stato ambientale. Il seguente lavoro ha considerato esclusivamente il gattuccio. Analisi preliminari sulla cattura totale hanno anch'esse mostrato rendimenti maggiori nell'area interdetta alla pesca.

Bibliografia

BAUM J.K., MYERS R.A., KEHLER D.G., WORM B., HARLEY S.J., DOHERTY P.A. (2003) - Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *Science*, **299** (5605): 389-392.

HASTIE T.J., TIBSHIRANI R.J. (1990) - Generalized additive models. *Monogr. Stat. Appl. Probability*, **43**. Chapman & Hall, Boca Raton: 352 pp.

R CORE TEAM (2018) - R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at https://www.R-project.org/.

Il progetto è stato finanziato da OLT Offshore LNG Toscana.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 121-122

F. Scarpa, P. Marcia, P. Cossu, T. Lai, S. Sechi, M. Curini-Galletti, D. Sanna[1], I. Azzena, A. Zanello[2], V. Gazale[2], M. Casu

Dipartimento di Medicina Veterinaria, Università di Sassari, Via Vienna, 2 - 07100 Sassari, Italy.
fscarpa@uniss.it
[1]Dipartimento di Scienze Biomediche, Università di Sassari, Viale San Pietro, 43/b - 07100 Sassari, Italy.
[2]Area Marina Protetta "Isola dell'Asinara", Porto Torres (SS), Italy.

MARINE STRATEGY AS NEEDFUL TOOL FOR THE MANAGEMENT OF ENDANGERED SPECIES: THE STUDY CASE OF *PINNA NOBILIS* (MOLLUSCA: BIVALVIA)

LA STRATEGIA MARINA COME STRUMENTO INDISPENSABILE PER LA GESTIONE DELLE SPECIE PROTETTE: IL CASO DI PINNA NOBILIS *(MOLLUSCA: BIVALVIA)*

Abstract - *The fan mussel* Pinna nobilis *(Linnaeus, 1758), registered several mass mortality events since 2016 in Spain and proceeding towards the rest of the Mediterranean basin. In 2018 the Marine Strategy monitoring of populations living within the MPA of Isola Asinara has been performed. Results revealed 85% of mortality, and 50% of alive individuals were weak or moribund with abnormal response to stimuli.*

Key-words: *fan mussel, Marine Protected Area, endangered species, mass mortality, census.*

Introduction - The fan mussel *Pinna nobilis* (Linnaeus, 1758), represents the largest endemic bivalve in the Mediterranean Sea. Populations of *P. nobilis* greatly declined in the 20th Century due to various anthropogenic activities (see *i.a.* Vázquez-Luis *et al*., 2015 and references therein). Accordingly, in order to stem this phenomenon, *P. nobilis* has been included in a protection regime under the Annex II of the Barcelona Convention (SPA/BD Protocol 1995), Annex IV of the EU Habitats Directive (European Council Directive 92/43/EEC), and in Italy under the Legislative Decree 190/2010, Art. 11 for the Marine Strategy Monitoring Program. These protection actions led to the recovery of populations of *P. nobilis* throughout the Mediterranean Sea (Sanna *et al*., 2014 and references therein). Unfortunately, at present, a mass mortality of the fan mussel is observed in several Mediterranean areas. On this regard, in 2018 a census of populations living within the Marine Protected Area (MPA) of Isola dell'Asinara was conducted following the Marine Strategy Monitoring Program.

Materials and methods - Monitoring involved four stations within the MPA: Punta dello Scorno (PS), Rada della Reale (CR), Cala di Scombro di Dentro (CS) and Fornelli (FO). According to the Marine Strategy guidelines, census has been performed by means of 100 m by 100 m grids space, each of which included three 100 m by 3 m transects. Each found individual has been georeferenced by means of the instrument Garmin GPSMAP 64s and measured for the height outside the substrate (w), the minimum width to the substrate (UL), and maximum width (measured in the largest part of the shell). These measures have been subsequently used to estimate the total length of the shell (HT) by applying the formula $HT=(1.79w+0.5\pm0.2)+UL$.

Results - The total number of found individuals of *P. nobilis* amount to 359, distributed in 31 grids (93 transects), showing a mean density of 0.64 ind./m^2. For what single stations is concerned census provided 6 individuals in PS (18 transects) with a mean density of 0.06 ind./m^2, 118 individuals in CR (24 transects) with 0.82 ind./m^2, 92 individuals in CS with 0.73 ind./m^2, and 143 individuals in FO with 0.79 ind./m^2. These data would be representative of a large and numerically abundant

population, confirming such emerged in previous conservation surveys (Sanna *et al*., 2014 and references therein). However, it should be pointed out that about 85% of census individuals were found dead, with empty shell (Fig. 1a) or with tissues collapsed in the shell (Fig. 1b). Moreover, about 50% of specimens registered as alive were considered weak or moribund, showing abnormal response to stimuli and slow valves closing (from 4 to 12 s). This phenomenon affected specimens of various sizes, depth ranges and habitat types. In addition, further 146 individuals have been detected lying on the bottom, often with broken valves and without soft tissues inside.

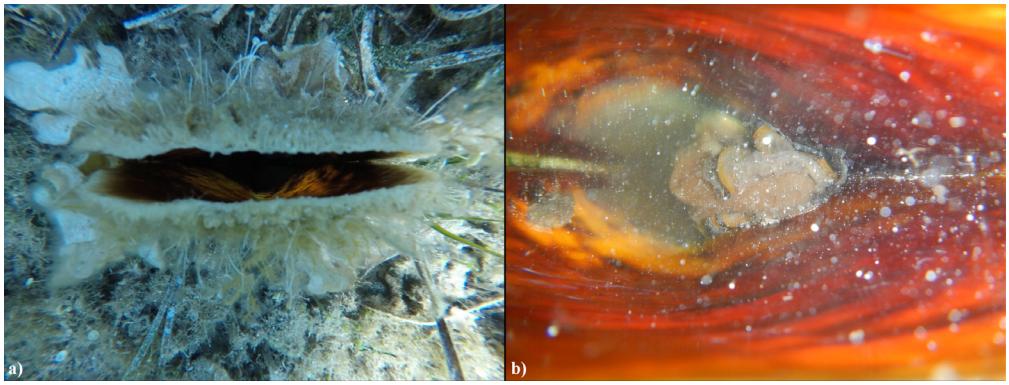


Fig. 1 - Dead individuals of *P. nobilis*: a) empty shell; b) body collapsed tissues into the shell.
Individui morti di P. nobilis*: a) conchiglia vuota; b) corpo collassato nella conchiglia.*

Conclusions - Marine Strategy results for the species *P. nobilis* in the MPA of Isola dell'Asinara are consistent to such emerged in many areas since 2016, when a mass mortality event was detected across a wide geographical area of the Mediterranean coasts of Spain. Since then, mortality events of *P. nobilis* have been observed from Ischia, Sardinia, Sicily and Corsica coasts (Catanese *et al*., 2018 and references therein). According to current knowledge, it is believed the etiological agent of the disease is a protist belonging to the order Haplosporida (*Haplosporidium pinnae*), which seems to be host specific (Catanese *et al*., 2018). In this contest, it should be underlined that the Marine Strategy plays a fundamental role for a correct safeguard of endangered species in general, and it is even more important for an effective management of populations within a protected area. For the specific case of *P. nobilis,* an updated picture of its actual condition and health state evaluation is needed to develop effective action plans. Future efforts will be focused on molecular analyses, on both the host and the etiological agent, in order to detect resistant lineages in *P. nobilis* and reconstruct the evolutionary path of *H. pinnae* within the Mediterranean basin.

References

CATANESE G., GRAU A., VALENCIA J.M., GARCIA-MARCH J.R., VÁZQUEZ-LUIS M., ALVAREZ E., DEUDERO S., DARRIBA S., CARBALLAL M.J., VILLALBA A. (2018) - *Haplosporidium pinnae* sp. nov., a haplosporidan parasite associated with mass mortalities of the fan mussel, *Pinna nobilis*, in the western Mediterranean Sea. *J. Invertebr. Pathol*., **157**: 9-24.

SANNA D., DEDOLA G.L., SCARPA F., LAI T., COSSU P., BEN ALAYA H., CURINI-GALLETTI M., FRANCALACCI P., CASU M. (2014) - New mitochondrial and nuclear primers for the Mediterranean marine bivalve *Pinna nobilis*. *Mediterr. Mar. Sci*., **15** (2): 416-422.

VÁZQUEZ-LUIS M., BORG J.A., MORELL C., BANACH-ESTEVE G., DEUDERO S. (2015) - Influence of boat anchoring on *Pinna nobilis*: a field experiment using mimic units. *Mar. Freshwater Res*., **66** (9): 786-794.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 123-124

A.A. Sfriso, Y. Tomio, A.-S. Juhmani

Department of Environmental Sciences, Informatics & Statistics (DAIS), University Ca' Foscari of Venice, Via Torino, 155 - 30172 Mestre (VE), Italy.
asfriso@hotmail.it

ELEMENTAL CNS COMPOSITION PATTERNS IN SEAGRASSES, SEAWEEDS AND SEDIMENTS

ANDAMENTI NELLA COMPOSIZIONE ELEMENTARE CNS DI FANEROGAME MARINE ALGHE E SEDIMENTI

Abstract - *The element composition of seaweed and seagrass biomasses reflect on the underlying sediment composition in terms of CNS. Seaweed and related sediments display sulphur values contents 4-3 times higher than seagrass beds and nitrogen values 1.7 and 1.5 times higher. Among seaweeds* Gracilaria gracilis *displayed the highest nitrogen content and* Ulva rigida *the highest sulphur content.*

Key-words: *sulphur, carbon, nitrogen, macrophytes, sediment.*

Introduction - In lagoon environments two main opposed phyto-biocenoses can usually be found which are bound to the physico-chemical parameters of sediments and water column: seagrass and seaweed beds. Few papers are available on the elemental composition of both seagrasses and seaweeds and their related sediments in terms of carbon and nitrogen but no information is available on sulphur. In order to fill the gap in the latter element and to understand the elemental composition relationships between sediments and related upper biocenoses this study was carried out on three stations: two ruled by seaweed biomasses where the four main species investigated were *Gracilaria gracilis* (Stackhouse) M. Steentoft *et al.*, *Gracilariopsis longissima* (S.G. Gmelin) M. Steentoft *et al.*, *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss, *Ulva rigida* C. Agardh and one station ruled by the seagrasses *Zostera marina* L. and *Zostera noltei* Hornem.

Materials and methods - Seagrasses, seaweeds and sediment were collected in May and October. The seaweeds were collected from two stations with high trophic conditions, on the southern and northern sides of the bridge watershed that connects Venice to the mainland: Tresse (TR) and S. Giuliano (SG). Seagrass leaves and roots were collected at Punta Sabbioni (PS), in the area of the northern Lido sea inlet. The samples were freeze-dried, grinded and analyzed with a CNS analyzer (Elementar vario MICRO). All the analyzes were performed in duplicate and the values are expressed as element % dw^{-1}±SD (Fig. 1).

Results - A comparison between the species reveals that nitrogen ranged from 1.55±0.76 to 3.24±0.32%. The species ordered by increasing nitrogen content were: *Z. noltei* < *Z. marina* < *U. rigida* < *G. vermiculophylla* < *G. longissima* < *G. gracilis*. The Sulfur content instead ranged from 0.62±0.13 to 3.76±0.54%. The species ordered by increasing sulfur content were: *Z. marina* < *Z. noltei* << *G. gracilis* < *G. longissima* < *G. vermiculophylla* < *U. rigida*. Likewise carbon displayed slightly higher average values in seaweeds (C: 28.7±3.9%) than in seagrasses (C: 27.8±7.5%). The analyzes carried out on biological samples revealed an higher average content of all the elements in algal biomass compared to seagrasses. This fact was true especially for sulfur. The seaweed average annual content of sulfur was 2.67±0.71%, four times higher than the seagrass value of 0.70±0.17% (averaging both root and leave values). Likewise, sulphur content was higher in sediments from seaweed ruled

stations with an average content from TR-SG of 0.91±0.06% against 0.31±0.03% from PS seagrass beds. A similar behavior was identified for nitrogen with an average content in algal biomass of 2.80±0.52% against a seagrass content of 1.63±0.74% and respective sediment values of 0.12±0.07 and 0.08±0.01%. A linear correlation was found between all sediment element contents and relative overlying biomass element content (%Sediment=0.3×%Biota; R^2=0.98) highlighting a mutual influence in the overall element composition.

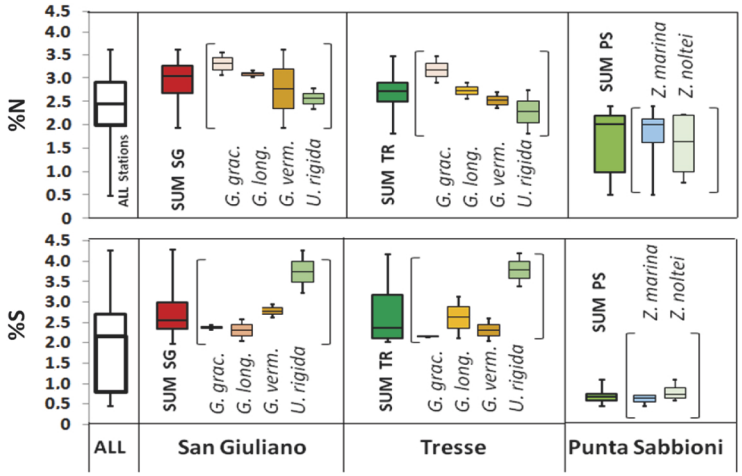


Fig. 1 - Boxplots of percentages for nitrogen and sulfur at SG, TR, PS with summary for each station followed by species values.
"*Boxplot" delle percentuali di azoto e zolfo a SG, TR e PS con "box" sommario seguito dai valori delle singole specie.*

Conclusions - The results show a close relationship between the elemental composition of sediment and overlying biocenoses. Seaweeds are richer in sulfur and nitrogen in comparison with seagrasses and enrich the sediments with these elements (Boyer and Fong, 2005). This work tries to close the gap in knowledge concerning sulphur, a relevant element little studied that display higher concentrations in sediments colonized by macroalgae. As reported in Brodersen *et al.* (2015) sulphur enriched sediments can induce seagrass poisoning during night respiration when reduced sulphur species (HS^-/H_2S) could leach into anoxic root tissues. In this context, we encourage more careful investigations of the sulfur content in tissues and sediments as it could be a potential stressor inhibiting seagrass growth in some areas currently free of algal biomass.

References

BOYER K.E., FONG P. (2005) - Macroalgal-mediated transfers of water column nitrogen to intertidal sediments and salt marsh plants. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, **321** (1): 59-69.

BRODERSEN K.E., NIELSEN D.A., RALPH P.J., KÜHL M. (2015) - Oxic microshield and local pH enhancement protects *Zostera muelleri* from sediment derived hydrogen sulphide. *New Phytol.*, **205** (3): 1264-1276.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 125-126

M. Tamburini, J. Ferrario, A. Marchini, A. Grioni, E. Keppel[1], C. Lombardi[2], M. Nannini[2], M.F. Repetto[3], G. Ruiz[1], A. Occhipinti Ambrogi

Department of Earth and Environmental Sciences, University of Pavia,
Via Sant'Epifanio, 14 - 27100 Pavia, Italy.
marco.tamburini01@universitadipavia.it
[1]Smithsonian Environmental Research Center, 647 Contees Wharf Road, Edgewater, Maryland 21037, USA.
[2]Centro Ricerche Ambiente Marino ENEA, Via Forte Santa Teresa - 19032 Pozzuolo di Lerici (SP), Italy.
[3]Department of Biology, Temple University, 1900 North 12th Street, Philadelphia, Pennsylvania 19122, USA.

MONITORING NON-INDIGENOUS SPECIES IN PORT HABITATS: APPLICATION OF THE 'SERC PROTOCOL' IN THE GULF OF LA SPEZIA

MONITORAGGIO DI SPECIE NON INDIGENE IN HABITAT PORTUALI: APPLICAZIONE DEL 'PROTOCOLLO SERC' NEL GOLFO DI LA SPEZIA

Abstract *- An international standardized monitoring protocol for sessile fouling species was employed for the first time in the Mediterranean Sea. Native and non-indigenous species (NIS) composition was assessed in five ports in the Gulf of La Spezia (Ligurian Sea, Italy). Significant differences in mean NIS percentage cover was observed among ports, and the highest NIS cover was recorded in the harbour of La Spezia.*

Key-words: *fouling communities, alien species, artificial substrates, Ligurian Sea.*

Introduction - Biological invasions are considered a global threat with both ecological and economic impacts (Occhipinti Ambrogi, 2007). Ports are considered hotspot areas of non-indigenous species (NIS) introduction because of the large abundance of artificial substrates (Glasby *et al.*, 2007) and the well know capability of NIS to tolerate polluted environments (Piola *et al.*, 2009). In Italy, an agreed-upon standardised method for baseline port monitoring has not been developed yet, and this prevents the collection of homogenous data that can be compared across time and space. This study aims to apply, for the first time in the Mediterranean Sea, the monitoring protocol developed by the Smithsonian Environmental Research Center (SERC) in order to create a baseline data on fouling communities in an area of high-concentration of port activities, the Gulf of La Spezia (Ligurian Sea), and compare the non-indigenous assemblages occurring at different sites.

Materials and methods - We sampled five sites in the Gulf of La Spezia: La Spezia (SP), Le Grazie (GR), Fezzano (FE), Portovenere (PV) and Santa Teresa (ST). In July 2018, 25 PVC plates (14×14 cm) were immersed in five ports along the Gulf, five plates per site, following the SERC protocol described in Jimenez *et al.* (2018). In October 2018, all plates were retrieved and observed under dissecting microscopes for taxonomic identification of sessile invertebrates. The percentage cover of the whole fouling assemblage was assessed by point count method (n=50 points, after Chang *et al.*, 2018). One-way ANOVA was performed to test for differences in percent cover of NIS across the five sampling sites (n=5). In case of non-homogeneity of the variances, a more conservative level of statistical significance ($\alpha<0.01$) was considered. Student-Newman-Keuls (SNK) tests were used for post-hoc comparisons of means. All analyses were carried out with the software R.

Results - A total of 33 taxa were identified with the point count method, including six NIS: the bryozoans *Amathia verticillata* (Delle Chiaje, 1822), *Celleporaria brunnea* (Hincks, 1884) and *Tricellaria inopinata* d'Hondt & Occhipinti Ambrogi, 1985; the serpulids *Hydroides dirampha* Mörch, 1863 and *Hydroides elegans* (Haswell, 1883); and the ascidian *Styela plicata* (Lesueur, 1823).

At least one NIS was detected in each PVC plate, with a maximum of four NIS in a plate from SP. Mean NIS percent cover ranged from 24±6% in PV to 71±12% in SP, while mean percent cover of native species ranged from 18±4% in FE to 48±10% in PV (Fig. 1). The result of the ANOVA test showed differences among sites in NIS percent cover ($F=6.3488$, $p=0.0018$). Post-hoc SNK tests indicated that mean percent cover of NIS in PV is significantly lower in comparison with SP and GR ($p<0.01$), and with FE and ST ($p<0.05$).

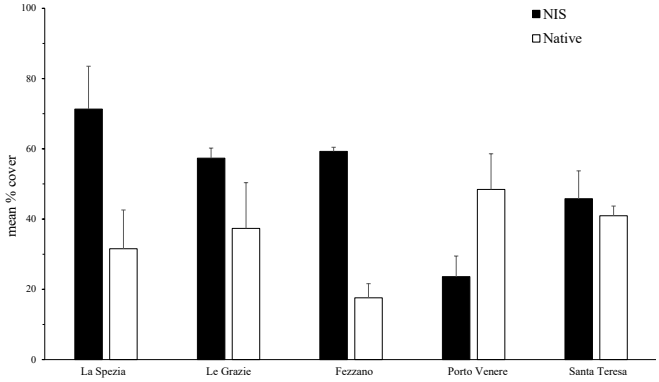


Fig. 1 - Mean percent cover of NIS and native species in the sampling sites.
Ricoprimento percentuale medio di NIS e specie native nei siti di campionamento.

Conclusions - Mean NIS percent cover showed significant differences among sites, with the highest value in the international commercial harbour (SP), and lowest value in PV, which is included in a regional protected marine park. These results highlight the role of commercial harbours as likely sites of primary introduction of NIS, as well as the role of marinas in the secondary spread process (Ferrario *et al.*, 2017). Furthermore, the application and suitability of the SERC protocol is demonstrated for the Mediterranean context. Advantages of this standardized method include cost-effectiveness, ease of application and possibility to obtain quantitative results in a reasonably short time, therefore it might easily be applied at a broader scale.

Acknowledgements: Authors are greatful to Municipality of Porto Venere, Port Authority of the Eastern Ligurina Sea, Scuola di Mare Santa Teresa, Cantiere Valdettaro and Assonautica La Spezia for granting permissions for this study.

References

CHANG A.L., BROWN C.W., CROOKS J.A., RUIZ G.M. (2018) - Dry and wet periods drive rapid shifts in community assembly in an estuarine ecosystem. *Glob. Change Biol.*, **24** (2): 627-642.

FERRARIO J., CARONNI S., OCCHIPINTI AMBROGI A., MARCHINI A. (2017) - Role of commercial harbours and recreational marinas in the spread of non-indigenous fouling species. *Biofouling*, **33** (8): 651-660.

GLASBY T.M., CONNELL S.D., HOLLOWAY M.G., HEWITT C.L. (2007) - Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Mar. Biol.*, **151** (3): 887-895.

JIMENEZ H., KEPPEL E., CHANG A.L., RUIZ G.M. (2018) - Invasions in marine communities: contrasting species richness and community composition across habitats and salinity. *Estuar. Coast.*, **41** (2): 484-494.

OCCHIPINTI AMBROGI A. (2007) - Global change and marine communities: alien species and climate change. *Mar. Pollut. Bull.*, **55** (7-9): 342-352.

PIOLA R.F., DAFFORN K.A., JOHNSTON E.L. (2009) - The influence of antifouling practices on marine invasions. *Biofouling*, **25** (7): 633-644.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 127-128

D. Ventura, A. Bonifazi*, M.F. Gravina*, E. Casoli, G. Mancini,
A. Belluscio, G.D. Ardizzone

Dipartimento di Biologia Ambientale, Università di Roma "La Sapienza",
Viale dell'Università, 32 - 00185 Roma, Italia.
daniele.ventura@uniroma1.it
*Dipartimento di Biologia, Università di Roma "Tor Vergata",
Via della Ricerca Scientifica s.n.c. - 00133 Roma, Italia.

RILIEVO GPS-RTK E FOTOGRAMMETRIA CON DRONE PER LA VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI DI EVENTO ESTREMO DI MAREGGIATA IN UNA BAIA ROCCIOSA DELL'ISOLA DEL GIGLIO

RTK-GPS SURVEY AND UNMANNED AERIAL VEHICLE (UAV) PHOTOGRAMMETRY FOR THE ASSESSMENT OF THE EFFECTS AFTER A MAJOR STORM IN A ROCKY COVE OF GIGLIO ISLAND (TUSCANY, ITALY)

Abstract - *The effects of unusual very high waves (>5 m) for Tyrrhenian Sea, due to the major storm of 30th October 2018 were assessed along a rocky coast of Giglio Island through UAV-based photogrammetry coupled with low cost RTK-GPS survey. These tools demonstrate how sub-decimeter GIS drone-derived data can become a reliable tool for accurate coastal monitoring along inaccessible areas.*

Key-words: *aerial photogrammetry, UAV, GIS, point cloud, DSM.*

Introduzione - I sistemi GPS *Real-Time Kinematic* (RTK) che aumentano la precisione al livello centimetrico assumono grande importanza durante le campagne fotogrammetriche con droni in quanto permettono di generare prodotti cartografici di elevata accuratezza in tempi relativamente brevi (Casella *et al*., 2016; Ventura *et al.*, 2018). Indagini geomorfologiche basate su mappature di dettaglio tramite l'impiego di droni, per valutare le modificazioni del territorio a seguito di eventi estremi quali uragani, eruzioni vulcaniche e terremoti sono già presenti in letteratura (Restas, 2015). Con il presente lavoro si vuole dimostrare l'efficacia delle strumentazioni *low-cost* nel produrre ortofoto e modelli digitali della superficie (DSM) di elevato dettaglio per valutare gli effetti di un evento estremo di mareggiata su un tratto roccioso, presso la costa SE dell'Isola del Giglio.

Materiali e metodi - Il presente studio è stato condotto presso il promontorio di Capo Marino (N 42.348381°, E 10.924731°). Questo sito è stato mappato nel 2018 prima e dopo l'evento di mareggiata del 30 ottobre che ha provocato notevoli danni lungo tutte le coste tirreniche (onde di circa 6,5 m, dati Consorzio Lamma), condizioni molto rare per il Tirreno centrale. I rilievi sono stati effettuati da una quota di 15 m, utilizzando un APR (DJI Phantom 4 advanced) di classe VTOL (*Vertical Take-off and Landing*). Venivano scattate così immagini aeree da 20 Megapixel sovrapposte. 10 *Ground Control Points* (GCPs) sono stati acquisiti con precisone sub-centimetrica tramite 2 ricevitori (rover e base) GPS-RTK (Emlid Reach RS+). Il *workflow* fotogrammetrico è stato eseguito con il software Agisoft Photoscan 1.2 (Agisoft, LCC) che ha permesso la densificazione di una nuvola di punti e la produzione di ortofotomosaici e DSM dell'area. Alcuni GCP sono stati utilizzati per determinare lo scarto quadratico medio (RMSE - *Root Mean Square Error*) tra le misure di precisione effettuate con il GPS e quelle ottenute tramite le elaborazioni del programma.

Risultati - 75 immagini sono state mosaicate coprendo un'area pari a 231 m^2, ottenendo una nuvola di punti densa di circa 37 milioni di punti che ha portato a prodotti cartografici (ortofoto e DSM) di elevatissima risoluzione (<1 cm) con un RMSE inferiore ai 4 cm. Grazie a queste informazioni si sono potute calcolare le variazioni di livello (Fig. 1). Il 20% dell'area ha riportato una variazione delle quote registrando in totale la rimozione di 8,7 m^3 e l'accumulo di 4,9 m^3. Di conseguenza l'area ha presentato un bilancio volumetrico netto negativo pari a –3,8 m^3 imputabili alla rimozione di legname e rifiuti plastici che erano stati accumulati dalle precedenti mareggiate anche a notevole distanza dalla riva (>25 m).

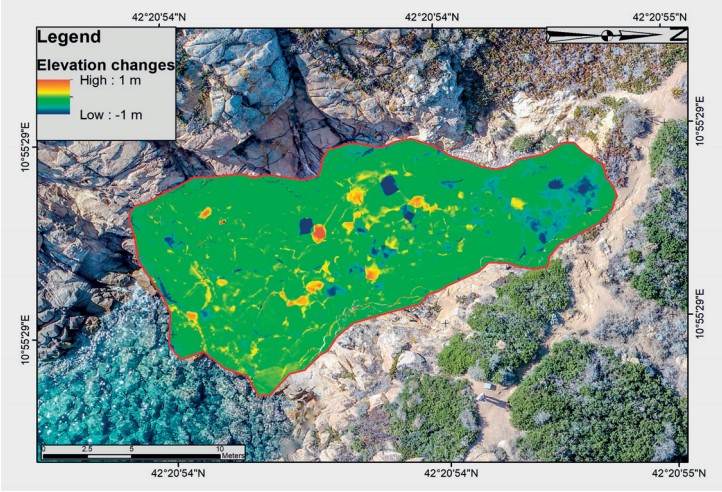


Fig. 1 - Differenze di livello tra il rilievo prima e dopo la tempesta.
Elevation differences after the two surveys (before and after the storm).

Conclusioni - Questo lavoro conferma come i rilievi da drone garantiscano una misurazione precisa di superfici e volumi e quindi la restituzione di un modello 3D che permette di effettuare indagini multi-temporali grazie alla ripetibilità dei voli. Tale aspetto assume notevole importanza lungo i tratti costieri, in quanto sono ambienti soggetti a forti modificazioni, sia ad opera delle attività antropiche, sia come nel nostro caso, a seguito di eventi naturali estremi.

Bibliografia

CASELLA E., ROVERE A., PEDRONCINI A., STARK C.P., CASELLA M., FERRARI M., FIRPO M. (2016) - Drones as tools for monitoring beach topography changes in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Geo-Mar. Lett.*, **36** (2): 151-163.

RESTAS A. (2015) - Drone applications for supporting disaster management. *World Journal of Engineering and Technology*, **3** (3): 316-321.

VENTURA D., BONIFAZI A., GRAVINA M., BELLUSCIO A., ARDIZZONE G. (2018) - Mapping and classification of ecologically sensitive marine habitats using Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Imagery and Object-Based Image Analysis (OBIA). *Remote Sens.*, **10** (9): 1331.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 129-130

S. Venturini, L. Merotto, V. Cappanera, F. Massa*, C. Paoli*, G. Dapueto*, P. Vassallo*, P. Povero*, R. Cattaneo-Vietti*, G. Fanciulli

Area Marina Protetta Portofino, Viale Rainusso, 1 - 16038 Santa Margherita Ligure (GE), Italia. s.venturini@portofinoamp.it
*Dipartimento di Scienze della Terra dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.

STUDIO DELLA NAUTICA DA DIPORTO NEI SETTORI DI MAGGIORE FRUIZIONE DELL'AREA MARINA PROTETTA PORTOFINO (ITALIA): UN CASO PILOTA PER LA GESTIONE ATTRAVERSO L'ANALISI DI IMMAGINI DIGITALI

STUDY OF RECREATIONAL BOATING IN THE SECTORS OF GREATEST FRUITION OF PORTOFINO MARINE PROTECTED AREA (ITALY): A PILOT CASE FOR MANAGEMENT THROUGH ANALYSIS OF DIGITAL IMAGES

Abstract *- This study aims to present the results of the testing of video surveillance systems digital images of the Portofino MPA for monitoring and management of recreational boating. Two sectors among the most used by recreational boaters in the Portofino MPA have been selected as pilot study sites: San Fruttuoso and Cervara Bay. The data collected shows the need for the Portofino AMP to implement new management measures for recreational boating in one of the two pilot study sites.*

Key-words: *sustainable management, anchoring area, moorings, turnover.*

Introduzione - La fruizione della nautica da diporto nelle Aree Marine Protette (AMP) liguri è stata analizzata nel 2010 (Venturini *et al*., 2016). In base a questo studio Portofino risulta essere l'AMP ligure maggiormente frequentata dalle unità da diporto, in termini di numero totale e densità giornaliera. Questa elevata fruizione può generare condizioni di sovraffollamento e danni alle praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile (1813) (Venturini *et al*., 2016) a seguito dell'ancoraggio delle unità da diporto. Al fine di caratterizzare la fruizione diportistica in AMP Portofino e di valutare eventuali criticità ambientali, uno studio di dettaglio sulla presenza della nautica negli ultimi 10 anni è stato elaborato (Venturini *et al*., in stampa). Il presente studio si propone di evolvere i monitoraggi fino ad ora condotti testando l'utilizzo di immagini digitali ottenute tramite i sistemi di videosorveglianza nel contesto del monitoraggio e gestione della nautica da diporto.

Materiali e metodi - Questo studio considera due settori dell'AMP Portofino: San Fruttuoso (zona B) e Baia della Cervara (zona C levante). Mentre a San Fruttuoso è presente un campo ormeggio in grado di ospitare circa 40 unità e vige il divieto di ancoraggio, nella Baia della Cervara è consentito l'ancoraggio. Nel 2018 è stato effettuato un monitoraggio della nautica attraverso l'analisi delle immagini digitali provenienti dal sistema di videosorveglianza (telecamere ad alta definizione, attive giorno/notte, con zoom ottico ad alta risoluzione, dotate di filtro IR, in grado di compiere rotazioni orizzontale di 360 gradi e verticale di 180 gradi). In totale sono stati analizzati i filmati di 43 giornate, nell'intero arco delle 24 ore, in condizioni meteo/mare ottimali, equamente distribuite nei mesi estivi 2018.

Risultati - Le unità che frequentano l'AMP, sono principalmente natanti (lunghezza fuori tutto - lft <10 m): 90% a San Fruttuoso, 70% nella Baia della Cervara. Le imbarcazioni (lft 10-24 m) sono presenti in percentuali minori, mentre navi e yatch (lft >24 m) non sono state considerate poiché in base al Regolamento di Esecuzione dell'AMP, devono transitare e sostare fuori dai limiti della stessa. Sia per San Fruttuoso che per Baia della Cervara, l'orario di massima affluenza si registra tra le 14.00 e le 15.00. Il mese di maggior frequentazione risulta agosto con medie di presenza giornaliera, nei giorni feriali di bel tempo, che variano da 33±2,2 unità nella Baia della Cervara a 38±4,32 a San Fruttuoso. Un'informazione di particolare interesse, al fine di non sottovalutare il numero di ancoraggi nell'area oggetto di studio, è quella relativa al "turnover" ovvero sostituzioni nell'arco della giornata. Mentre per San Fruttuoso, in presenza di ormeggi a pagamento, non si registrano "turnover", nella Baia della Cervara, nelle sole giornate festive di bel tempo, è stato valutato un turnover del 15%. La gestione tramite campo ormeggio della frequentazione nautica che viene realizzata a San Fruttuoso ha una duplice funzione: impedire i danni da ancoraggio e limitare il sovraffollamento, disponendo di un numero limitato di ormeggi (posti disponibili). Dal punto di vista ambientale il dato che desta maggiori preoccupazioni riguarda il numero di ancoraggi in presenza di una prateria di *P. oceanica* nella Baia della Cervara. Suddetta prateria, facente parte del SIC IT1332674 (Fondali Monte di Portofino), è stata da tempo segnalata in uno stato di conservazione non ottimale (Diviacco e Coppo, 2006). Al fine di valutare con maggior accuratezza l'impatto della nautica su *P. oceanica*, dall'analisi dei filmati è stato possibile individuare la distribuzione delle unità nel settore di ancoraggio per valutare il numero di ancoraggi su prateria. Da tale analisi è stato stimato che il 30% delle unità da diporto che sostano nella Baia della Cervara ancora su *P. oceanica*.

Conclusioni - Il monitoraggio della nautica da diporto attraverso l'analisi delle immagini digitali permette di facilitare la procedura di monitoraggio e di raccogliere informazioni di dettaglio. Questa tecnica, che richiede limitate risorse umane ed economiche sfruttando impianti dedicati alla videosorveglianza già presenti in AMP e non necessitando di ulteriori monitoraggi *in situ*, consente di raccogliere informazioni fino ad ora non disponibili, fornendo così all'AMP importanti informazioni gestionali. I risultati raccolti mostrano infatti la necessità che l'AMP Portofino implementi nuove strategie di gestione della nautica da diporto, specialmente in quei settori dove sono presenti biocenosi di pregio. La ricerca proposta può rappresentare un caso studio applicabile ad altre aree meritevoli di protezione, nazionali e internazionali.

Bibliografia

DIVIACCO G., COPPO S. (2006) - *Atlante degli habitat marini della Liguria. Descrizione e cartografia delle praterie di* Posidonia oceanica *e dei principali popolamenti marini costieri*. Grafiche Amadeo, Chiusanico (IM): 208 pp.

VENTURINI S., MASSA F., CASTELLANO M., COSTA S., LAVARELLO I., OLIVARI E., POVERO P. (2016) - Recreational boating in Ligurian Marine Protected Areas (Italy): a quantitative evaluation for a sustainable management. *Environ. Manage.*, **57** (1): 163-175.

VENTURINI S., MASSA F., CASTELLANO M., FANCIULLI G., POVERO P. (in stampa) - Recreational boating in the Portofino Marine Protected Area (MPA), Italy: Characterization and analysis in the last decade (2006-2016) and some considerations on management. *Mar. Policy*. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.06.006.

Tema

"VALORIZZAZIONE, CONSERVAZIONE E GESTIONE DEGLI AMBIENTI MARINI"

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 132-135

T. Bacci, M. Scardi[1], S. Calvo[2], A. Tomasello[2], L.M. Valiante[1], F. Di Nuzzo[1], V. Raimondi[2], M. Assenzo[2], C. Mancusi[3], L. Piazzi[4], E. Cecchi[3], M. Penna, P. Gennaro, P. Tomassetti, V. Pampalone[2], C. Bulleri[5], F. Sozzi[5], A. Zenone[6], F. Bertasi, M. Targusi, A. Piazzi[7], B. La Porta

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale,
Via V. Brancati, 48 - 00144 Roma, Italia.
tiziano.bacci@isprambiente.it
[1]Dipartimento di Biologia, Università di Roma "Tor Vergata", Roma, Italia.
[2]Dipartimento di Scienze della Terra e del Mare, Università di Palermo, Italia.
[3]Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana (ARPAT), Livorno, Italia.
[4]Dipartimento di Scienze della Natura e del Territorio, Università di Sassari, Italia.
[5]Autorità di Sistema Portuale del Tirreno Settentrionale, Piombino (LI), Italia.
[6]Ist. per lo studio degli impatti Antropici e Sostenibilità in ambiente marino (IAS CNR), Castellammare del Golfo (TP), Italia.
[7]SETIN srl, Roma, Italia.

IL LIFE S.E.POS.S.O. MONITORA I TRAPIANTI DI *POSIDONIA OCEANICA* (L.) DELILE IN ITALIA

THE LIFE S.E.POS.S.O. MONITORING OF THE POSIDONIA OCEANICA *(L.) DELILE TRANSPLANTATIONS IN ITALY*

Abstract - *The project Life S.E.POS.S.O. aims to improve the Italian Governance of the* Posidonia oceanica *(L.) Delile transplantations performed to compensate damages caused by coastal works and to recovery degraded meadows. The paper shows the preliminary results of monitoring of three existing transplanting sites: Santa Marinella (Lazio), Priolo Gargallo (Sicilia) and Ischia (Campania). Different monitoring periods allow to highlight different performance of the transplantation strategies due to multiple factors, including the sites environmental conditions.*

Key-words: Posidonia oceanica*, transplantation, monitoring, Mediterranean Sea.*

Introduzione - Le praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile (habitat prioritario *sensu* Direttiva Habitat, 1992/43/CEE) sono in forte regressione in tutto il bacino del Mediterraneo e in particolare nelle aree costiere fortemente urbanizzate (Duarte *et al*., 2008). La lentezza dei processi di ricolonizzazione naturale di *P. oceanica* ha favorito l'affermarsi dell'idea che il trapianto di talee possa essere un mezzo per accelerare tali processi (Meinesz *et al*., 1991; Boudouresque *et al*., 2006). Accanto alle azioni di trapianto come *restoring* dell'habitat, in Italia il reimpianto è stato utilizzato per compensare i danni causati alle praterie da opere e infrastrutture costiere sottoposte a Valutazione d'Impatto Ambientale (V.I.A). Il progetto Life S.E.POS.S.O. ha l'obiettivo di migliorare la *governance* italiana dei trapianti di *P. oceanica*, eseguiti come misura di compensazione nelle procedure di V.I.A. e di ripristino di praterie degradate. Il progetto realizzerà buone pratiche e strumenti software innovativi, che permetteranno di aumentare l'efficacia della pianificazione e del controllo delle attività di trapianto. In questo lavoro vengono presentati i risultati preliminari ottenuti dal monitoraggio, realizzato nei siti di trapianto di S. Marinella (Lazio), Priolo Gargallo (Sicilia) ed Ischia (Campania), nell'ambito del progetto S.E.POS.S.O.

Materiali e metodi - Il trapianto di Priolo Gargallo è stato realizzato nell'ambito di una sperimentazione come attività di *restoring* di una prateria fortemente degradata, mentre nei siti di S. Marinella e di Ischia il trapianto è stato effettuato come opera di compensazione nell'ambito di una V.I.A. Le attività di monitoraggio dei trapianti si sono concentrate, per i siti appena menzionati, sulla conta dei fasci all'interno dei moduli di trapianto, ovvero dei dispositivi utilizzati per l'ancoraggio delle talee. Nel caso di Priolo Gargallo si tratta di strutture in materiale plastico biodegradabile, a

ciascuna delle quali sono state ancorate dieci talee plagiotrope con un numero medio di tre fasci, posizionate su *matte* morta. A S. Marinella ed Ischia, i moduli consistono in cornici quadrate in cemento da 50 cm di lato con all'interno una rete in ferro zincato in cui sono state inserite otto talee, costituite da un solo fascio ortotropo, posizionati su fondo sabbioso. L'elemento di valutazione comune qui presentato è il rapporto fra il numero di fasci osservati al momento del monitoraggio, ovvero nell'estate 2018, ed il numero di fasci impiantati in origine. I moduli di trapianto selezionati per questo monitoraggio sono stati gli stessi dei monitoraggi precedenti e il numero è variato in funzione delle superfici trapiantate. A Priolo Gargallo, dove è stato effettuato il trapianto su una superficie totale di 2.500 m^2, sono stati monitorati 72 moduli ripartiti in 3 aree delle 4 originarie; a Ischia, dove la superficie totale di trapianto è stata di 1.600 m^2, sono stati monitorati 100 moduli in 5 aree delle 6 originarie; a S. Marinella, in cui il trapianto ha interessato 10.000 m^2, sono stati monitorati 260 moduli in 13 delle 40 aree originarie. Rispettivamente, una sola area a Priolo Gargallo e una a Ischia sono state completamente distrutte, mentre 7 aree su 40 sono state completamente distrutte a S. Marinella. Tali aree non sono potute essere oggetto di monitoraggio a lungo termine nell'ambito del progetto S.E.POS.S.O.

Risultati - In Fig. 1 è mostrata la distribuzione del numero di fasci osservato in ciascun modulo durante le attività di monitoraggio effettuate nell'estate 2018, in rapporto al numero di fasci trapiantati in origine, per ciascuno dei siti. Un valore del 100% indica un numero di fasci pari a quello originariamente trapiantato. I tre casi considerati in questo studio hanno caratteristiche differenti e età differenti, con il sito di Priolo Gargallo che ospita il trapianto più giovane (ultimato nel 2014), con circa 4 anni di vita al momento del monitoraggio. Il valore massimo raggiunge il 173,3%, il valore minimo lo 0% (nessuna sopravvivenza) con una mediana del 45% (Fig. 1).

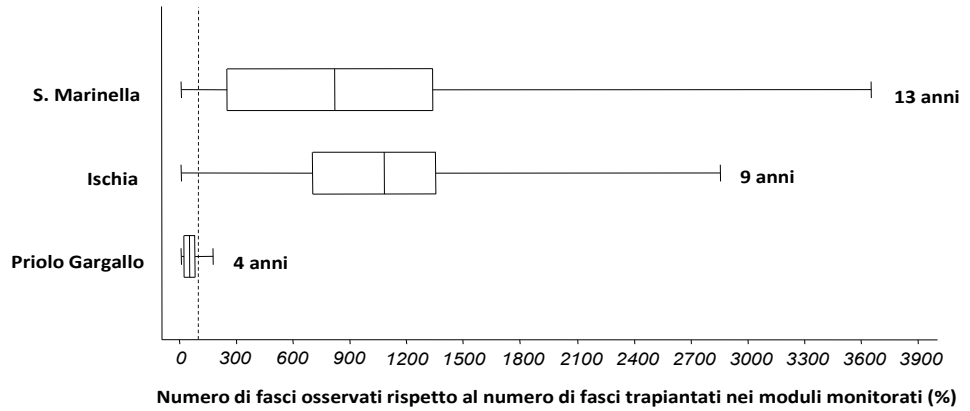


Fig. 1 - Percentuale di fasci osservati al momento del monitoraggio rispetto a quelli trapiantati in origine nei moduli analizzati nei tre siti esaminati. L'età del trapianto al momento del monitoraggio è mostrata a destra del relativo *box plot*. Un valore pari a 100, indicato dalla linea verticale tratteggiata, indica il mantenimento del numero di fasci trapiantati. Le misure sono riferite a trapianti di età diversa, compresa fra i 4 ed i 13 anni.

Percentage of shoots observed at the time of monitoring compared to those transplanted originally in the modules examined in the three sites analyzed. Age of the transplantation at the time of monitoring is shown to the right of the box plot. A value of 100, indicated by the dotted vertical line, indicates the maintenance of the number of transplanted shoots. The measures refer to transplantations of different ages, between 4 and 13 years.

Il numero medio di fasci per modulo è di circa 15 fasci. Il numero di moduli con nessun fascio sopravvissuto è pari al 22,2% del totale dei moduli monitorati. In questo sito, dopo 4 anni, i fasci neoformati non hanno ancora compensato mediamente quelli persi per vari motivi. In questo caso e negli altri menzionati a seguire, nel computo non sono considerati i dati delle aree di trapianto andate completamente perse. Il sito più vecchio dal punto di vista del trapianto è quello di S. Marinella, che è anche il più esteso ed è stato portato a termine nel 2005. La distribuzione del numero di fasci presenti nelle aree di trapianto monitorate, in rapporto al numero di fasci trapiantati in origine, è mostrata nel *box plot* (Fig. 1); in questo sito la distribuzione presenta la più alta variabilità. Si va, infatti, dallo 0% al 3.650% in più rispetto al numero iniziale di talee trapiantate. Il valore mediano si attesta, dopo 13 anni, intorno all'812,5% del numero di fasci originale. Il numero medio di fasci per modulo è di circa 64 fasci, 8 volte il valore iniziale. Il numero di moduli con nessun fascio sopravvissuto è pari al 23,4% del totale dei moduli monitorati. Il trapianto del sito di Ischia, più recente del precedente perché terminato nel 2009, pur essendo stato realizzato con la stessa tecnica, ha mostrato risultati medi migliori. Infatti, a 9 anni dal trapianto, i valori si attestano tra lo 0% e il 2.850%, con un valore mediano pari a 1.075%; il numero medio di fasci per modulo è di circa 80 fasci, ovvero 10 volte quella dei fasci trapiantati in origine. Il numero di moduli con nessun fascio sopravvissuto è pari al 9% del totale dei moduli monitorati.

Conclusioni - I tre casi studio analizzati differiscono fortemente sia per l'età del trapianto sia per la finalità di quest'ultimo e non possono essere oggetto di confronto in questo lavoro. In tutti i casi di studio è stata osservata una notevole variabilità intra-area nell'attecchimento delle talee trapiantate nei moduli monitorati (*e.g.* moduli con assenza di talee sopravvissute *vs* moduli con un elevato numero di fasci generati). L'analisi dei risultati ha evidenziato, inoltre, l'importanza del monitoraggio a lungo termine nella valutazione dell'esito di un trapianto di *P. oceanica*. Dopo quattro anni dal trapianto di Priolo Gargallo è stato possibile individuare un *trend* di sopravvivenza e di crescita che riflette alcune criticità legate principalmente alla natura del sito e ai danni dovuti alle attività di pesca ricreativa e professionale locale. Pertanto, solo ulteriori anni di monitoraggio permetteranno di valutare il reale esito di questo trapianto (Pirrotta *et al*., 2015). A S. Marinella e ad Ischia, rispettivamente dopo tredici e nove anni, i trapianti monitorati mostrano mediamente percentuali di crescita dei fasci elevate. Tuttavia, in entrambi i siti, è stata osservata una notevole variabilità inter-aree nell'attecchimento delle talee trapiantate: accanto ad aree in cui il trapianto ha generato una condizione assimilabile alla prateria naturale circostante, sono state osservate aree in cui l'attecchimento è stato nullo a causa della totale perdita dei moduli di trapianto. Il buon esito di un trapianto sembra legato a molteplici fattori, tra i principali: i) la valutazione della fattibilità di una attività di trapianto proposta, ii) il relativo controllo durante le fasi di realizzazione del trapianto stesso, iii) la selezione della tecnica più adeguata rispetto alle condizioni ambientali locali, compreso il sistema di ancoraggio delle talee, il cui fallimento determina circa l'80% di perdite nei trapianti (Meinesz *et al*., 1993; Park e Lee, 2010), iv) la scelta del sito di trapianto. In particolare, la selezione delle aree di intervento rappresenta un momento cruciale della pianificazione di tale attività. Trapianti pilota, se realizzati in un numero di aree adeguato alla dimensione del potenziale sito di intervento, permetterebbero di individuare le aree più idonee, escludendo quelle con criticità che potrebbero condizionare negativamente l'esito del trapianto. Inoltre, è necessario fare chiarezza sulle potenzialità delle diverse tecniche di trapianto ad oggi utilizzate e sulle metodologie e i tempi di monitoraggio più adeguati al fine di valutare al meglio la sostenibilità dei progetti di trapianto

come misura di compensazione o attività di *restoring*. Al termine della seconda campagna di monitoraggio pianificata per l'estate 2019 nell'ambito del progetto S.E.POS.S.O, verranno analizzati complessivamente i dati raccolti e confrontati con i dati dei precedenti monitoraggi, inclusi quelli relativi alle aree originariamente trapiantate e andate distrutte per cause diverse. Inoltre, ulteriori parametri come, ad esempio, la sopravvivenza delle talee originali, la biometria fogliare, lo stato della comunità associata, oggetto delle attività di monitoraggio nell'ambito del progetto ma non riportati in questa sede, saranno parte delle analisi future. Ciò permetterà di migliorare le conoscenze sulle *performance* dei trapianti di ogni caso studio approfondendo nel contempo alcuni aspetti della biologia ed ecologia di *P. oceanica* nell'ambito dei trapianti. Per il raggiungimento degli obiettivi del progetto, la casistica analizzata verrà, inoltre, ampliata attraverso la selezione di ulteriori casi studio di trapianto, realizzati con tecniche differenti (*e.g.* geostuoie, picchetti, zolle di *P. oceanica*) e su differenti substrati (sabbia, *matte*, roccia).

Bibliografia

BOUDOURESQUE C.F., BERNARD G., BONHOMME P., CHARBONNEL E., DIVIACCO G., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., RUITTON S., TUNESI L. (2006) - *Préservation et conservation des herbiers à* Posidonia oceanica. RAMOGE publ.: 1-202.

DUARTE C.M., BORUM J., SHORT F.T., WALKER D.I. (2008) - Seagrass ecosystems: their global status and prospects. In: Polunin N. (ed), *Aquatic ecosystems. Trends and global prospects*. Cambridge University Press, Cambridge: 281-294.

MEINESZ A., CAYE G., LOQUES F., MOLENAAR H. (1991) - Restoration of damaged areas with transplantation of seaweeds and seagrasses in the Mediterranean: review and perspectives. *Oebalia*, 17 (Suppl. 1): 131-142.

MEINESZ A., CAYE G., LOQUÈS F., MOLENAAR H. (1993) - Polymorphism and development of *Posidonia oceanica* transplanted from different parts of the Mediterranean into the National Park of Port-Cros. *Bot. Mar.*, **36** (3): 209-216.

PARK J.-I., LEE K.-S. (2010) - Development of transplantation method for the restoration of surfgrass, *Phyllospadix japonicus*, in an exposed rocky shore using an artificial underwater structure. *Ecol. Eng.*, **36** (4): 450-456.

PIRROTTA M., TOMASELLO A., SCANNAVINO A., DI MAIDA G., LUZZU F., BELLISSIMO G., BELLAVIA C., COSTANTINI C., ORESTANO C., SCLAFANI G., CALVO S. (2015) - Transplantation assessment of degraded *Posidonia oceanica* habitats: site selection and long-term monitoring. *Mediterr. Mar. Sci.*, **16** (3): 591-604.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 136-139

S. Bevilacqua[1], A. Falace[1], K.I. Ugland[2], A. Terlizzi[1,3]

[1]Dipartimento di Scienze della Vita (DSV), Università di Trieste,
Via L. Giorgieri, 2 - 34127 Trieste, Italy.
sbevilacqua@units.it
[2]Department of Marine Biology, University of Oslo, Pb 1066 Blindern - 0316 Oslo, Norway.
[3]Stazione Zoologica A. Dohrn, Napoli, Italy.

INTEGRATING SPATIAL PATTERNS OF β-DIVERSITY, SPECIES RARITY, AND TAXONOMY FOR REALISTIC ESTIMATES OF MARINE BIODIVERSITY AT A REGIONAL SCALE

INTEGRAZIONE DI PATTERN SPAZIALI DI β-DIVERSITÀ, RARITÀ E TASSONOMIA PER STIME REALISTICHE DI BIODIVERSITÀ A SCALA REGIONALE

Abstract *- Most of accumulation curves tend to underestimate species richness, as they do not consider spatial heterogeneity in species distribution, or are structured to provide lower bound estimates and limited extrapolations. A major issue when assessing the performance of estimators relies on the fact that the true species richness is unknown, and upper bound estimates are difficult, if not impossible, to obtain. Here, we elucidated a new procedure based on the Total-Species (T-S) accumulation curve that, using the more readily available family richness as reference, and integrating spatial heterogeneity and rarity of species in the accumulation model, may lead to realistic estimates of regional species richness and to identify at least plausible upper limits in species richness over large areas.*

Key-words: *β-diversity, higher taxa, Mollusca, macroalgae, species-accumulation curves.*

Introduction - Quantifying biodiversity within a geographical region has long fascinated ecologists (Hutchinson, 1959). Traditional methods to estimate species richness do not take into account spatial heterogeneity in species distribution within the area of interest (Gotelli and Colwell, 2001), assuming substantial homogeneity. However, this assumption might be unrealistic when estimating species richness in large areas, or if they are characterized by habitat mixtures. Ignoring β-diversity patterns constrains the application of classic estimators to very local contexts, and may lead to underestimate species richness over large areas (O'Dea *et al.*, 2006). Ugland *et al.* (2003) proposed an approach for estimating regional species richness in which an overall semi-log model, namely the total-species (T-S) curve, is fitted to the end points of a set of species accumulation curves from distinct spatial units within the total area of study. In contrast to traditional methods, this estimator accounts simultaneously for variations in species composition among samples and heterogeneity in species identities among spatial units within the total area sampled. Although the T-S curve provided the most accurate estimate of total richness out of a suite of classical estimation methods (Reichert *et al.*, 2010), doubts still remain about the tendency of the approach to overestimate species richness (Hortal *et al.*, 2006), depending on patterns of commonness and rarity of species and the extent to which selected spatial units used in the accumulation model capture true patterns of variation in β-diversity within area of interest. Understanding whether accumulation curves give realistic estimates of species richness is impossible in the absence of reliable known upper bounds. However, the actual total number of families in a given region can be readily available from baseline checklists. Since both β-diversity and coefficients of T-S curves are strongly correlated across the taxonomic hierarchy up to family level (Terlizzi *et al.*, 2009, 2014), the performance of the T-S curve may be assessed using families, and improvements extended to estimates of species richness. Here, we show a new procedure based on T-S curves proposed by Bevilacqua *et al.*

(2018) that, using known total family richness as reference, and integrating spatial heterogeneity and rarity of species in the model, may lead to realistic estimates of regional species richness. The procedure is illustrated analysing a dataset on mollusc assemblages from different habitats in the South Adriatic Sea. We also provided a preliminary application of the procedure to estimate regional diversity of macroalgae of biogenic habitats in the North Adriatic Sea.

Materials and methods - The sequence of steps required to build the T-S curve requires one species accumulation curve to be obtained by randomizing samples of all combinations of 1, 2, 3,…, *n* spatial units (*e.g.*, subareas) within the area of interest. Then, the overall T–S curve is derived by fitting a semi-log model to the end points of the nested species-accumulation curves. The procedure improving final estimates from the T-S curve is based on family richness estimation and consists of three steps: (1) quantifying β-diversity patterns in the area to assess whether selected spatial units used in the accumulation model capture true patterns of variation within the total area, (2) reducing bias in estimates due to sample size not adequate to represent local assemblages, and (3) accounting for rarity of species. Improvements to estimations were checked against the maximum number of families in the area of interest. The procedure was elucidated using a dataset on marine molluscs from a stretch of coast spanning over 20 km in the South Adriatic Sea. In the study area, seven subareas of sea bed were sampled. Some of them were characterized by a single habitat (*i.e.*, coralligenous outcrops), whereas others included a mixture of *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 beds and rocky reefs. Benthic assemblages from each habitat within each subarea were sampled at eight randomly selected stations (4 m^2 surfaces of sea bottom). A total of 216 samples (0.25 m^2) of macrofauna were collected. Molluscs were hand-sorted and identified at species level, serving as target group for the analysis. A total of 220 species, belonging to 85 families, were recorded. The maximum number of families was obtained combining several checklists at regional and basin scale. Families of marine molluscs virtually absent from the investigated habitats were then excluded leading to a total of 242 mollusc families potentially present in the area. PERMDISP (Anderson, 2006) showed that β-diversity (Jaccard distance) significantly differed (P<0.05) among subareas and habitats, indicating that changes in taxonomic composition and patchiness among habitats within subareas, and among subareas, were relevant. Therefore, each habitat in each subarea, rather than subareas, were the correct spatial units to use in the accumulation model. To exemplify this issue, we built the analogous of T-S curve based on families (Total-Family, T-F, curve) using the seven subareas as spatial units, completely ignoring variation in β-diversity within subareas due to habitat heterogeneity. The number of families was extrapolated over the whole surface of the investigated area (the sum of all subareas, 11,000,000 m^2). The T-F curve was also obtained using the 11 subarea×habitat units, and the same surface for extrapolation. To account for patchiness, the number of original small-scale samples that should be pooled in order to quantify adequately species composition of local assemblages was identified (see Anderson and Santana-Garcon, 2015). The T-F curve based on the 11 spatial units was then recalculated using the pooled samples. Finally, the correction to account for rarity was implemented partitioning families into common (frequency >10%), intermediate (frequency between 5% and 10%), and rare (frequency <5%) ones, obtaining separate T-F curves (using 11 spatial units and pooled samples) for each class and then summing the ensuing estimates. Estimates of family richness were calculated after each amendment and checked against the maximum number of families. The whole step-wise procedure was naturally extended to species-level data in order to obtain species richness estimates in the area. The procedure was also tested in a preliminary case study on

macroalgae from bioconstructions of the North Adriatic Sea (Falace *et al*., 2015), where an exhaustive quantification of macroalgae species richness from historical continuous records existed and was used as reference to test the procedure when the number of species is actually known. In this case, spatial units identified only on the basis of geographic position of bioconstructions did not depict actual β-diversity patterns in the area, since spatial heterogeneity of bioconstructions significantly differed among geographic subunits and type of outcrops (in terms of elevation and distance from the coast) (PERMDISP, F=4.612, P=0.037). Species richness estimates were calculated from a T-S curve based on geographic subunits alone, from a T-S curve based on the correct subunits and amended for rarity, and results compared against the number of macroalgae recorded in the North Adriatic Sea after 50 years of intense research, which is around 500 species. All analyses reported here and in the previous paragraphs were done using R (R Core Team, 2018).

Results - The T-F curve based on the seven subareas led to estimate a total number of 302 (±30) families of mollusc which largely overestimated (~25%) the maximum possible number of 242 families, whereas the estimate based on the 11 subarea×habitat units was lower (288±32 families), but still exceeded (~19%) this threshold. Overestimation still persisted, although further reduced (~14%), when the T-F curve was based also on pooled samples, which led to a total number of 276 (±20) families. Randomized accumulation curves showed that the number of common and intermediate families in the area achieved saturation after 30 and 48 aggregated samples respectively, indicating that sample size (n=72) was sufficient to detect all common (40) and intermediate (14) families. As expected, the number of rare families increased continuously as the number of considered samples increased. The estimated total number of families correcting also for rarity was equal to 183 (±10), which was fairly below the maximum number. The uncorrected T-S curve estimated 945 (±23) mollusc species in the area, whereas after correction, the T-S curve 562 (±12) species. As far as species richness of macroalgae, the T-S curve taking into account only geographic spatial units estimated a number of macroalgae equal to 1029 (±17), which is far beyond the estimated maximum species richness. Species richness estimated from the proposed procedure (475±20), instead, was completely in agreement with the threshold of 500 species.

Conclusions - Reliability of species richness estimators is difficult to assess since in most cases the actual species richness in a given area is unknown, and the best that can be done is to obtain upper and lower bounds on species richness (O'Hara, 2005). However, if the use of non-parametric estimators could solve the issue of reliable lower bounds (Gotelli and Colwell, 2001), the identification of upper limits is more problematic, if not impossible (O'Hara, 2005). In the absence of theoretical and empirical upper bounds, the use of upper limits derived from higher-taxon richness could represent a profitable strategy, since their number may be considered almost fixed for many groups of organisms, at least over the genus level, and merit further investigation on other estimators. The step-wise adaptation of the T-S curve to account for spatial variations in assemblage heterogeneity, small-scale patchiness, and rarity of species produced a progressive alignment of estimated number of families to their maximum possible richness, leading to realistic estimates. As for most of models, a theoretical definition of upper bounds for the T-S curve is impossible. However, our approach is the first attempt allowing a context-specific assessment of estimates when information on true species richness lacks and that, by exploiting the properties of the T-S curve and known higher-taxon richness, may lead to identify, if not 'true', at least plausible upper limits in species richness over large areas.

References

ANDERSON M.J. (2006) - Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, **62** (1): 245-253.

ANDERSON M.J., SANTANA-GARCON J. (2015) - Measures of precision for dissimilarity-based multivariate analysis of ecological communities. *Ecol. Lett.*, **18** (1): 66-73.

BEVILACQUA S., UGLAND K.I., PLICANTI A., SCUDERI D., TERLIZZI A. (2018) - An approach based on the total-species accumulation curve and higher taxon richness to estimate realistic upper limits in regional species richness. *Ecol. Evol.*, **8** (1): 405-415.

FALACE A., KALEB S., CURIEL D., MIOTTI C., GALLI G., QUERIN S., BALLESTEROS E., SOLIDORO C., BANDELJ V. (2015) - Calcareous bio-concretions in the northern Adriatic Sea: habitat types, environmental factors that influence habitat distributions, and predictive modelling. *PLoS ONE*, **10** (11): e0140931.

GOTELLI N.J., COLWELL R.K. (2001) - Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.*, **4**: 379-391.

HORTAL J., BORGES P.A.V., GASPAR C. (2006) - Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *J. Anim. Ecol.*, **75** (1): 274-287.

HUTCHINSON G.E. (1959) - Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *Am. Nat.*, **93** (870): 145-159.

O'DEA N., WHITTAKER R.J., UGLAND K.I. (2006) - Using spatial heterogeneity to extrapolate species richness: a new method tested on Ecuadorian cloud forest birds. *J. Appl. Ecol.*, **43** (1): 189-198.

O'HARA R.B. (2005) - Species richness estimators: how many species can dance on the head of a pin? *J. Anim. Ecol.*, **74** (2): 375-386.

R CORE TEAM (2018) - R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at https://www.R-project.org/.

REICHERT K., UGLAND K.I., BARTSCH I., HORTAL J., BREMNER J., KRABERG A. (2010) - Species richness estimation: estimator performance and the influence of rare species. *Limnol. Oceanogr. Meth.*, **8** (6): 294-303.

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? *Divers. Distrib.*, **15** (3): 450-458.

TERLIZZI A., ANDERSON M.J., BEVILACQUA S., UGLAND K.I. (2014) - Species-accumulation curves and taxonomic surrogates: an integrated approach for estimation of regional species richness. *Divers. Distrib.*, **20** (3): 356-368.

UGLAND K.I., GRAY J.S., ELLINGSEN K.E. (2003) - The species-accumulation curve and estimation of species richness. *J. Anim. Ecol.*, **72** (5): 888-897.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 140-143

A. Bonometto, R. Boscolo, A. Buosi*, C. Facca*, P. Franzoi*, F. Oselladore, E. Ponis, L. Scapin*, A. Sfriso*

Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, Loc. Brondolo - 30015 Chioggia (VE), Italia.
andrea.bonometto@isprambiente.it
*Dip. di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica, Università Ca' Foscari di Venezia, Italia.

ANALISI DEI SERVIZI ECOSISTEMICI DERIVANTI DAL RIPRISTINO DI PRATERIE DI FANEROGAME IN LAGUNA DI VENEZIA

ASSESSING THE ECOSYSTEM SERVICES IN THE FRAMEWORK OF A SEAGRASS RESTORATION PROJECT IN VENICE LAGOON

Abstract *- The restoration of ecosystem health and of their capacity to deliver ecosystem services is one of the priorities set by European policy. These are also crucial objectives to be achieved by LIFE projects. In the framework of Life SeResto project, a large seagrass restoration was carried out in Northern Venice Lagoon. The assessment of the project's impact on aquatic ecosystems and their services highlighted the active role of seagrasses in supporting both biodiversity, productivity and traditional human activities. These results help demonstrate the capacity of these ecosystems to sustain both aquatic environment functioning and human well-being, strengthening the argument for further large-scale restoration projects.*

Key-words: *ecosystem services, seagrass restoration, coastal lagoon.*

Introduzione - Il ripristino degli ecosistemi e della loro capacità di fornire servizi rappresenta oggi una delle priorità delle politiche ambientali europee (Convention on Biological Diversity, 2010; Hughes *et al*., 2016). Lo studio dei servizi ecosistemici costituisce un approccio sempre più utilizzato per l'individuazione di strategie di ripristino ecologico. L'analisi dei servizi ecosistemici, infatti, permette di rafforzare le argomentazioni a supporto della pianificazione di interventi di ripristino ecologico su larga scala e di conservazione del capitale naturale (Alexander *et al*., 2016), evidenziando la sinergia tra benefici ambientali e socio-economici. Il miglioramento delle condizioni di salute degli ecosistemi e l'incremento della loro capacità di fornire servizi rientrano tra gli obiettivi prioritari dei progetti finanziati dal programma europeo LIFE (LIFE, 2018). In questo lavoro vengono presentati i risultati emersi dall'analisi dei servizi ecosistemici forniti dalle fanerogame acquatiche in laguna di Venezia nel SIC IT3250031 "Laguna Superiore", il cui ripristino ha rappresentato il principale obiettivo del progetto LIFE SeResto "*Habitat 1150* (Coastal lagoon) recovery by SEagrass RESTOration. A new strategic approach to meet HD & WFD objectives*". Il ripristino delle praterie di fanerogame è stato condotto come misura per il miglioramento del grado di conservazione dell'habitat 1150* Lagune costiere (Direttiva 92/43/CEE) e dello stato ecologico dei corpi idrici, sfruttando il loro ruolo di *ecosystem engineers* (Orth *et al*., 2006) e le molteplici funzioni ecologiche fornite da tali comunità (Nordlund *et al*., 2016). Le praterie di fanerogame costituiscono, infatti, un habitat in grado di supportare un'elevata biodiversità, con funzione di rifugio, alimentazione e zona *nursery* per diverse specie bentoniche ed ittiche, nonché una zona privilegiata anche per l'alimentazione dell'avifauna. Inoltre, contribuiscono al miglioramento delle condizioni ambientali delle zone di bassofondale grazie alla loro capacità di assorbire nutrienti, ridurre la torbidità e ossigenare le acque. Grazie all'apparato radicale perenne che

consolida il fondale, e a quello fogliare che attenua le forzanti idrodinamiche (quali il moto ondoso da vento), le piante acquatiche sono elementi biocostruttori in grado di aumentare la stabilità dei fondali, di ridurre la risospensione dei sedimenti e di contrastare i processi erosivi. In laguna di Venezia, come in molti ambienti di transizione su scala globale, le fanerogame acquatiche hanno subìto una rilevante regressione nella seconda metà del XX secolo, con conseguente riduzione della loro funzionalità e dei servizi ecosistemici forniti. Il progetto Life SeResto ha previsto tra il 2014 e il 2018 un intervento volto ad innescare un processo di ricolonizzazione naturale di praterie di fanerogame acquatiche su larga scala (circa 35 km^2), tramite il trapianto di piccole zolle (D=30 cm) e rizomi di *Zostera marina* Linnaeus, 1753, *Zostera noltei* Hornemann, 1832 e *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande, 1918 in 35 siti diffusi nell'area di intervento. In questo lavoro vengono analizzati i principali servizi ecosistemici forniti dalle praterie di fanerogame nell'area di studio, selezionati sulla base dello specifico contesto socio-economico-ambientale dell'area di intervento e della disponibilità di dati per la loro quantificazione. I risultati del monitoraggio e la valutazione dell'impatto del progetto sul ripristino delle fanerogame acquatiche e dei loro servizi ecosistemici hanno permesso di evidenziare lo stretto legame tra la qualità dell'ambiente e le attività socio-economiche tradizionali ancora praticate in laguna di Venezia.

Materiali e metodi - Per la stima e la quantificazione dei servizi ecosistemici è stata seguita la metodologia MAES - *Mapping and Assessing Ecosystem Services*, predisposta dalla Commissione Europea nell'ambito della Strategia Europea per la Biodiversità 2020. Il processo MAES, adattato alla scala di progetto come indicato dalla guida LIFE (2018), si compone di tre fasi: i) identificazione dei tipi di ecosistemi target e stima della loro condizione; ii) analisi del sistema uomo-ambiente nell'area di progetto; iii) selezione e quantificazione dei servizi ecosistemici rilevanti. La classificazione delle tipologie di servizi ecosistemici è stata effettuata sulla base della *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES v4.3), che prevede la suddivisione dei servizi ecosistemici, al livello gerarchico più alto, in *provisioning*, *regulating and maintenance* e *cultural services*. Considerato il contesto socio-economico e ambientale dell'area di intervento, l'analisi si è concentrata sulla stima dei seguenti servizi ecosistemici: incremento di specie ittiche di interesse commerciale (*provisioning*); incremento della biodiversità e miglioramento stato ecologico (*regulating and maintenance*); incremento delle specie target di attività tradizionali di pesca e caccia amatoriali (*cultural*). L'abbondanza di specie ittiche di interesse commerciale è stata valutata sulla base della serie storica di dati derivanti dal monitoraggio della pesca artigianale condotto dal 2009 al 2017 (Franzoi P., dati non pubblicati). L'incremento della biodiversità è stato valutato sulla base dei principali indici di ricchezza e biodiversità [abbondanza (N), indice di Shannon (H), indice di Margalef (d) e indice di Pielou (J)], calcolati sui dati di fauna ittica, macroinvertebrati bentonici e su indicatori di presenza (numero di specie complessivo, numero di specie sensibili) di macrofite campionati dal 2014 al 2017 nell'ambito del progetto. Per tutti gli elementi di qualità biologica monitorati sono stati messi a confronto i valori di indici tra stazioni con presenza di fanerogame e stazioni con fondale nudo o vegetato da sole macroalghe. Sono state, inoltre, stimate abbondanza e

biomassa delle tre specie ittiche di interesse comunitario inserite nell'Allegato II della Direttiva Habitat (*Aphanius fasciatus* Valenciennes, 1821, *Knipowitschia panizzae* Verga, 1841 e *Pomatoschistus canestrinii* Ninni, 1883) e le specie che costituiscono il popolamento caratteristico dell'habitat di prateria (*Hippocampus guttulatus* Cuvier, 1829, *Nerophis ophidion* Linnaeus, 1758, *Salaria pavo* Risso, 1810, *Syngnathus typhle* Linnaeus, 1758 e *Zosterisessor ophiocephalus* Pallas, 1814) (Scapin *et al*., 2018). Lo stato ecologico è stato calcolato tramite gli indici previsti per la classificazione ai sensi della Dir. 2000/60/CE degli elementi di qualità biologica macrozoobenthos (M-AMBI), fauna ittica (HFBI) e macrofite (MaQI). Il grado di conservazione della struttura e della funzione dell'habitat 1150* Lagune costiere, in mancanza di una metodologia ufficiale, è stato stimato sulla base della metodologia preliminare proposta in Bonometto *et al*. (2018). Per la valutazione dei servizi culturali, in particolare dei benefici per le attività di pesca e caccia tradizionali (amatoriali) in laguna, sono stati predisposti dei questionari, distribuiti a pescatori e cacciatori della laguna, principali *stakeholder* e frequentatori delle aree oggetto di intervento, per ottenere informazioni sulla loro percezione del ruolo ecosistemico delle fanerogame e sui benefici derivanti dall'attività di ripristino.

Risultati - Il monitoraggio delle specie ittiche di interesse commerciale (*provisioning*), misurato in termini di biomasse rilevate per unità di sforzo (grammi/coda/giorno), ha evidenziato come a partire dal 2015, anno successivo all'avvio del progetto di ripristino delle praterie, sia stato rilevato complessivamente un aumento della biomassa delle specie bersaglio. Analizzando i dati delle singole specie, tale aumento della biomassa è riconducibile principalmente alle catture di *Atherina boyeri* Risso, 1810 in autunno e di *Z. ophiocephalus* in primavera. Il monitoraggio dei macroinvertebrati bentonici e della fauna ittica (dati relativi all'anno 2017) ha confermato il ruolo delle fanerogame nel favorire un aumento della biodiversità della fauna acquatica e dello stato ecologico dell'area (*regulating and maintenance*). Gli indicatori della comunità macrozoobentonica relativi ai campioni prelevati su fondale vegetato da fanerogame (S=27±12,6; H=3,1±0,9; d=4,8±1,9 rispettivamente) risultano più elevati rispetto a quelli relativi al fondale nudo (S=15,6±11,6; H=2,7±0,9; d=3,3±1,5). Risultati simili sono stati ottenuti dal monitoraggio della fauna ittica, tramite il quale si sono osservati un numero medio di specie ittiche (5,6±1,2) e un valore medio degli indici H, d e J (1,0±0,3, 1,4±0,3, 0,6±0,1) più elevati nelle stazioni vegetate rispetto a quelle caratterizzate da fondale nudo (5±0, 0,8±0,3, 1,2±0,4 e 0,5±0,2). Il numero medio di specie di macroalghe rilevato nel 2017 nelle stazioni dove le fanerogame erano presenti è stato di 22,2±1,9, rispetto le 17,0±1,4 rilevate nei siti senza fanerogame. Nei siti vegetati da fanerogame è stato rinvenuto anche un maggior numero di specie macroalgali sensibili (4,5±0,5) rispetto alle 2,5±0,7 dei siti in cui le fanerogame sono assenti. Lo stato ecologico e il grado di conservazioni dell'habitat 1150* hanno evidenziato un significativo miglioramento nei siti in cui il trapianto di fanerogame ha avuto successo e che risultano caratterizzati da una rilevante copertura di fanerogame. Ai questionari distribuiti per valutare l'impatto del progetto sulle attività tradizionali svolte in laguna (*cultural service*) hanno risposto 38 persone equamente suddivise tra pescatori e cacciatori. Il 97% degli intervistati ritiene la presenza di fanerogame positiva sia per l'ambiente lagunare

in generale, sia nello specifico per le attività di pesca e caccia. Una parte rilevante dei pescatori (50%) sceglie le aree di pesca in funzione della presenza di fanerogame (48% non ha risposto). La presenza di fanerogame è risultato, invece, un criterio meno rilevante per la scelta delle postazioni di caccia, considerata solo dal 29% dei cacciatori. Relativamente alla variazione della copertura delle fanerogame acquatiche nell'area negli anni successivi all'avvio del progetto (dopo il 2014), il 74% delle risposte ha confermato un'espansione delle praterie. Il 63% delle risposte ha evidenziato un aumento delle specie target. Il 45% degli intervistati ritiene che tale variazione sia collegata all'aumento delle praterie di fanerogame nell'area (il 46% non ha risposto).

Conclusioni - L'analisi del contributo dei servizi ecosistemici forniti dalle fanerogame acquatiche nell'area oggetto degli interventi di ripristino contribuisce a mettere in luce lo stretto legame tra la tutela dell'ambiente e le attività socio-economiche tradizionali ancora praticate negli ambienti lagunari Gli interventi di ripristino delle praterie condotti tra il 2014 e il 2017 si sono dimostrati efficaci nella maggior parte dei siti di trapianto, innescando un feedback positivo tra espansione delle praterie e miglioramento delle condizioni generali dell'ambiente acquatico, con un incremento della capacità di tale ecosistema di fornire servizi. Pur trattandosi sicuramente di risultati incoraggianti, è necessaria cautela nell'interpretazione di tali risultati. Una più robusta valutazione dell'efficacia degli interventi di ripristino dell'ecosistema acquatico lagunare e dei servizi da esso fornito necessita di valutazioni su scale spaziali e temporali più ampie, tali da poter distinguere l'effettivo trend positivo dalla variabilità interannuale propria di tali ambienti.

Bibliografia

ALEXANDER S., ARONSON J., WHALEY O., LAMB D. (2016) - The relationship between ecological restoration and the ecosystem services concept. *Ecol. Soc*., **21** (1): 34.

BONOMETTO A., SFRISO A., OSELLADORE F., PONIS E., CORNELLO M., FACCA C., BOSCOLO R. (2018) - Il trapianto di fanerogame acquatiche come misura per il ripristino delle lagune costiere. *ISPRA, Quaderni - Ricerca marina*, **12**: 52 pp.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2010) - COP 10 Decision X/2. Strategic plan for biodiversity 2011-2020. UNEP/CBD/COP/DEC/X/2: 13 pp.

HUGHES F.M.R., ADAMS W.M., BUTCHART S.H.M., FIELD R.H., PEH K.S.-H., WARRINGTON S. (2016) - The challenges of integrating biodiversity and ecosystem services monitoring and evaluation at a landscape-scale wetland restoration project in the UK. *Ecol. Soc*., **21** (3): 10.

LIFE (2018) - Assessing ecosystems and their services in LIFE projects. A guide for beneficiaries: 34 pp.

NORDLUND L.M., KOCH E.W., BARBIER E.B., CREED J.C. (2016) - Seagrass ecosystem services and their variability across genera and geographical regions. *PLoS ONE*, **11** (10): e0163091.

ORTH R.J., CARRUTHERS T.J.B., DENNISON W.C., DUARTE C.M., FOURQUREAN J.W., HECK K.L.JR., HUGHES A.R., KENDRICK G.A., KENWORTHY W.J., OLYARNIK S., SHORT F.T., WAYCOTT M., WILLIAMS S.L. (2006) - A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*, **56** (12): 987-996.

SCAPIN L., CAVRARO F., MALAVASI S., RICCATO F., ZUCCHETTA M., FRANZOI P. (2018) - Linking pipefishes and seahorses to seagrass meadows in the Venice lagoon: implications for conservation. *Aquat. Conserv.*, **28** (2): 282-295.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 144-147

P. Carbonara, L. Casciaro, A. Ciccolella[1], F. De Franco[1], M. Donnaloia, G. Lembo, M.T Spedicato, W. Zupa, P. Guidetti[2, 3]

COISPA Tecnologia & Ricerca, Stazione Sperimentale per lo Studio delle Risorse del Mare, Via dei Trulli, 18/20 - 70126 Bari, Italy.
carbonara@coispa.it
[1]Consorzio di Gestione di Torre Guaceto, Via Sant'Anna, 6 - 72012 Carovigno (BR), Italy.
[2]UMR 7035 ECOSEAS, Université Nice Sophia Antipolis, Parc Valrose, 28 - 06108 Nice Cedex 2, France.
[3]CoNISMa, P.le Flaminio, 9 - 00196 Roma, Italy.

GROWTH AND AGE OF *MULLUS SURMULETUS* L., 1758 INSIDE AND OUT A MARINE PROTECTED AREA (TORRE GUACETO, SOUTH-WEST ADRIATIC SEA)

ACCRESCIMENTO ED ETÁ DI MULLUS SURMULETUS *L., 1758 DENTRO E FUORI UN'AREA MARINA PROTETTA (TORRE GUACETO, ADRIATICO SUD-OCCIDENTALE)*

Abstract - *Age and growth of* Mullus surmuletus *were assessed in two locations subject to different levels of protection. Results show a significantly higher growth rate within Marine Protected Area compared to an adjacent location open to fishing. This output suggests that the resource availability and thus the amount of energy available for* M. surmuletus *growth could be related to fishing pressure.*

Key-words: *otolith, back-calculation,* Mullus surmuletus*, South-West Adriatic.*

Introduction - The growth rate is a peculiar trait of the life history for each species. The amount of energy individually allocated to growth and the other bio-ecological processes (*e.g.* reproduction, predation, migration etc.) depends on multiple factors. Some of them are intrinsic (*e.g.* genetic and physiological) (Grønkjær, 2016), others are environmentally driven (*e.g.* temperature, food availability) (Matthias *et al*., 2018). An optimisation of the energy budget must thus exist between the growth rate and the other processes, needs and activities of each individual fish. Growth, therefore, characterizes the species from a biological point of view (trait of life history), but also it has an ecological implication because in turn it is influenced by the environment in terms of energetic flow. The objective of this study is to compare the growth rate of a costal fish, the striped red mullet (*Mullus surmuletus*; an important target species for small-scale fisheries), under two levels of fishing pressure (within and outside a Marine Protected Area), in South Adriatic Sea (Central Mediterranean).

Materials and methods - The two study locations are the Marine Protected Area (MPA) of Torre Guaceto and the unprotected coast around Monopoli (South-West Adriatic Sea). These two locations are about 60 km away from each other and have similar habitat/biocenosis characteristics. On a sample of 874 females, Total Length (TL), morphometric otolith measurements and annuli distances were taken. The otolith morphometric data were collected in the left otolith following the procedures reported in ICES (2009) as showed in Fig. 1: otolith length (OL), otolith radius length (OR), and annuli distance (R1, R2,...Rn). All measurements were taken in the posterior area on the distal side along the longitudinal axis joining the sulcus and the core (ICES, 2009). The linear regression analysis was used to investigate the relationships between the TL *vs* OL and TL *vs* OR and the significance of the linear relationship has

been tested by ANOVA (Fig. 2). Moreover, the relationship between OL and TL on juveniles (66 specimens, including TL between 51 to 112 mm) was analysed to calculate the otolith length at hatching. The fish length at which different transparent annuli (winter rings) were deposited was back-calculated separately for the two study areas using the Campana's formula (Campana, 1990):

$$TL_i = TL_c + (TL_c - TL_o) * (OL_i - OL_c) / (OL_c - OL_o)$$

where TL_i and OL_i are fish length and otolith length, respectively, at age i; TL_c and OL_c are fish length and otolith length, respectively, at capture; TL_0 and OL_0 are fish length and otolith length, respectively, at hatching (biological intercept) (Campana, 1990).

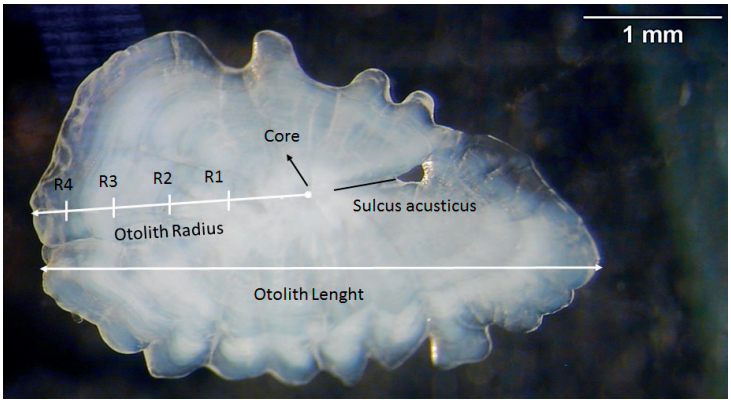


Fig. 1 - Definition of the measurements taken on the striped red mullet otolith.
Definizione delle misure prese su otolita di triglia di scoglio.

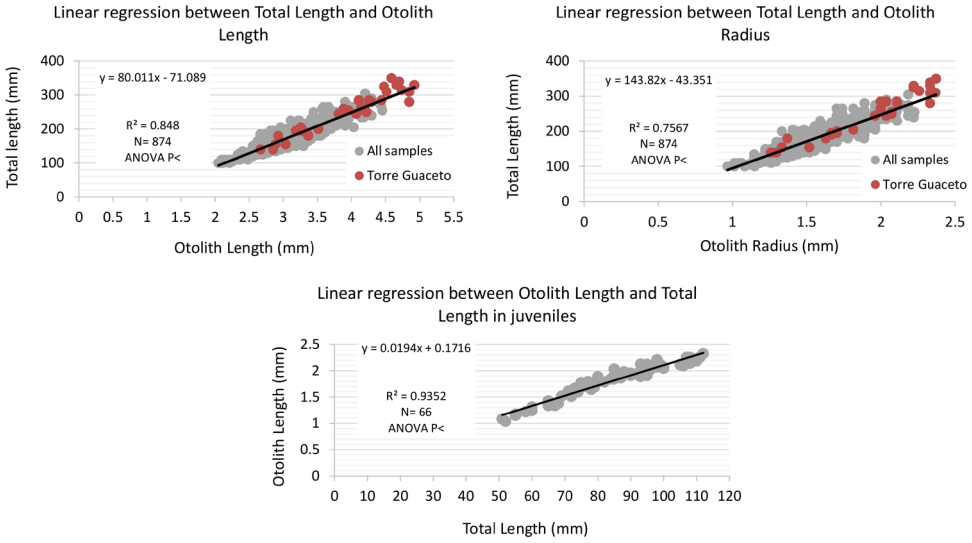


Fig. 2 - Linear regressions between fish total length and otolith morphometric measurements. The equation, R^2, number of specimens and statistical results are also reported in the figure.
Regressione lineare tra la lunghezza totale dei pesci e le misure morfometriche degli otoliti. L'equazione, R^2, il numero di individui ed i risultati statistici sono riportati anche nella figura.

For red mullet, the length at hatching is on average 2.8 mm (Miller and Loates, 1997). In this study, the value of otolith length at hatching was calculated using the linear relationship between OL and TL in the smaller juveniles (Campana, 1990). An age was assigned to each back-calculated TL, following the criteria reported in Carbonara *et al*. (2018) for the congeneric *Mullus barbatus*, in order to calculate the parameters of the von Bertalanffy growth function (TL_∞, k and t_0) using the non-linear least squares regression procedure. The two von Bertalanffy growth functions (VBGF) were compared by Chen-test.

Results - The otolith morphometric descriptors (OL, OR and TL) were significantly linearly correlated (linear regression $P<0.05$) (Fig. 2). The significant linear relationship between OL and TL ($P<0.05$) (Fig. 2) of the juveniles allowed to estimate otolith length at hatching (0.226 mm) by using the mean TL at hatching of striped red mullet equalling 2.8 mm. Due the significant linear relationship between the otolith morphometric measurements and TL, the back-calculated lengths, at which the winter ring (transparent) are laid down were calculated. At each back-calculated lengths was assigned an age, taking into account that these rings are deposited on the otolith during the winter months (Carbonara *et al*., 2018). The results of length at age and the related growth curve are shown in Fig. 3.

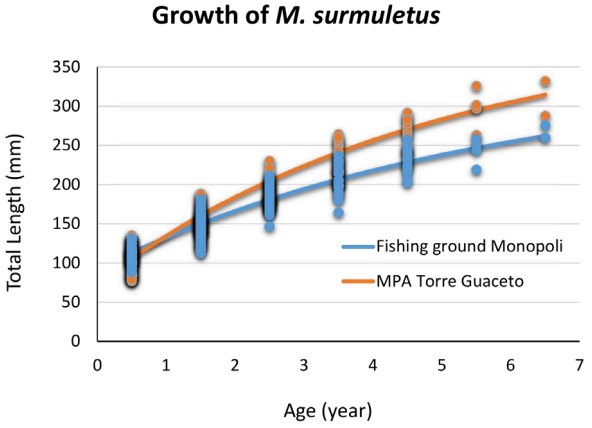


Fig. 3 - Age and growth (Von Bertalanffy growth curve) for Torre Guaceto (Marine Protected Area) and Monopoli (unprotected area) study locations.
Età e accrescimento (curve di crescita di Von Bertalanffy) per le località di studio Torre Guaceto (Area Marina Protetta) e Monopoli (area non protetta).

The growth parameters obtained using back-calculated lengths were the following: TL_∞=342.988 mm, k=0.173 $year^{-1}$ and t_0=−1.828 year for Monopoli; L_∞=404.394 mm, k=0.199 $year^{-1}$ and t_0=−1.037 year for Torre Guaceto (MPA). The statistical comparison (Chen-test) of the two VBGF showed significant differences (Fig. 3) (Fobs<Fcrit).

Conclusions - These results show a significantly higher growth of *M. surmuletus* in the MPA than in the fished location, mostly from the age 2 onward. The processes related to the metabolism of fish govern both fish and otolith growth and give rise to the observed proportionality of otolith and fish size (Matthias

et al., 2018). Thus, otolith growth and size could be used as an indicator of physiological performance in an ecological perspective. Intraspecific (*e.g.* density) and interspecific (*e.g.* energy flow through the food web) relationships could change depending on the level of protection against fishing (Pauly and Palomares, 2005; Guidetti, 2006; Sieben *et al.*, 2011). Fishing can selectively remove fish species at various trophic levels within foodwebs, especially large-sized high level predators, thus i) affecting the way the energy flows though trophic web (Pauly and Palomares, 2005; Sieben *et al.*, 2011) and ii) potentially influencing fish growth rates. Removing higher level predators may produce, from this perspective, indirect cascade effects down to benthic organisms and primary producers (Eriksson *et al.*, 2009; Sieben *et al.*, 2011), as previously reported from the study area (Guidetti, 2006). So, concerning our study, fishing could have quali-quantitatively altered the bottom prey of the red striped mullet (Pavičić *et al.*, 2018) in the fished location compared to the protected one. In conclusion, these evidences suggest that the food web integrity in the MPA could be a more powerful driver then the density effect, which on contrary could led a higher competition in the MPA usually associated with lower growth rates.

Acknowledgments: The Authors are grateful to the dr Paola Invidia for the collaboration in the sampling activity.

References

CAMPANA S.E. (1990) - How reliable are growth back-calculations based on otoliths? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **47**: 2219-2227.

CARBONARA P., INTINI S., KOLITARI J., JOKSIMOVIĆ A., MILONE N., LEMBO G., CASCIARO L., BITETTO I., ZUPA W., SPEDICATO M.T., SION L. (2018) - A holistic approach to the age validation of *Mullus barbatus* L., 1758 in the Southern Adriatic Sea (Central Mediterranean). *Sci. Rep.*, **8**: 13219.

ERIKSSON B.K., LJUNGGREN L., SANDSTRÖM A., JOHANSSON G., MATTILA J., RUBACH A., RÅBERG S., SNICKARS M. (2009) - Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecol. Appl.*, **19** (8): 1975-1988.

GRØNKJÆR P. (2016) - Otoliths as individual indicators: a reappraisal of the link between fish physiology and otolith characteristics. *Mar. Freshwater Res.*, **67**: 881-888.

GUIDETTI P. (2006) - Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecol. Appl.*, **16** (3): 963-976.

ICES (2009) - Report of the workshop on age reading of red mullet *Mullus barbatus* and striped mullet *Mullus surmuletus* (WKACM). Boulogne sur Mer (France), 30 March - 3 April 2009. ICES CM 2009\ACOM: 44: 42 pp.

MATTHIAS B.G., AHRENS R.N.M., ALLEN M.S., TUTEN T., SIDERS Z.A., WILSON K.L. (2018) - Understanding the effects of density and environmental variability on the process of fish growth. *Fish. Res.*, **198**: 209-219.

MILLER P.J., LOATES M.J. (1997) - *Fish of Britain and Europe*. Harper Collins Publishers, London: 288 pp.

PAULY D., PALOMARES M.-L. (2005) - Fishing down marine food web: it is far more pervasive than we thought. *Bull. Mar. Sci.*, **76** (2): 197-211.

PAVIČIĆ M., ŠILJIĆ J., BRAJČIĆ JURICA D., MATIĆ-SKOKO S. (2018) - Feeding habits of the striped red mullet, *Mullus surmuletus* in the eastern Adriatic Sea. *Acta Adriat.*, **59** (1): 123-136.

SIEBEN K., RIPPEN A.D., ERIKSSON B.K. (2011) - Cascading effects from predator removal depend on resource availability in a benthic food web. *Mar. Biol.*, **158** (2): 391-400.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 148-151

G. Chimienti[1,2], A. Acquafredda[1], F. De Giosa[3], F. Mastrototaro[1,2]

[1]Department of Biology, University of Bari Aldo Moro, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italy.
[2]CoNISMa, Roma, Italy,
giovanni.chimienti@uniba.it
[3]ENSU, Taranto, Italy.

SEARCHING FOR *ANTIPATHELLA SUBPINNATA* AT TREMITI ISLANDS MARINE PROTECTED AREA

ALLA RICERCA DI ANTIPATHELLA SUBPINNATA *PRESSO L'AREA MARINA PROTETTA ISOLE TREMITI*

Abstract - *This study reports the occurrence of a lush forest of the black coral* Antipathella subpinnata *at Tremiti Islands Marine Protected Area. A total of 753 colonies were observed in four different sites, with unexpected high-density values. The identification of black coral forests and the quantification of fishing impacts affecting them represent a solid base to plan proper protection strategies in the area.*

Key-words: *black coral, habitat, ROV, twilight zone, Mediterranean Sea.*

Introduction - Antipatharians, commonly known as black corals, can form large aggregations of colonies belonging to the so-called animal forests (Rossi *et al*., 2017). These forests can be monospecific, or they can be formed by a combination of coral species constituting complex coral communities that can include both stony corals and forest-forming corals (Chimienti *et al*., 2019). Black coral forests are important three-dimensional habitats of the circalittoral and bathyal zones of the Mediterranean Sea, hosting a rich associated fauna and representing biodiversity hotspots. Black coral forests also act as spawning, nursery and feeding areas for numerous species of commercial interest (Bo *et al*., 2014). *Antipathella subpinnata* Ellis and Solander, 1786 (Family Myriopathidae) is the most common black coral species of the Mediterranean continental shelf, representing a key habitat-former of the lower fringe of the twilight zone, where hard substrata are present (Bo *et al*., 2008). This species settles from 50 to 500 m depth, and it is characterized by a branched corallum with simple elongated pseudopinnules arranged irregularly in one to four rows (Opresko, 2001). Its relevant ecological importance has been recognized worldwide, and *A. subpinnata* is currently a protected species listed in several directives and protocols (*e.g.*, CITES, SPA/BD Protocol, ASPIM, Berna Convention, etc.). The present study reports the finding of a conspicuous population of *A. subpinnata* in the twilight rocky environment around Tremiti Islands Marine Protected Area (MPA). This species has been reported in the area with only one juvenile colony found at 51 m in depth at Punta Secca shoal, Capraia Island (Gaino and Scoccia, 2010). In fact, despite belonging to a MPA, the circalittoral seabed below the depth of 50 m at Tremiti Islands has been scantly explored so far, resulting in a substantial lack of knowledge about the animal communities of the mesophotic zone around the archipelago.

Materials and methods - The study area is represented by Tremiti Islands MPA (42°7.38'N - 15°30.02'E), located in the Adriatic Sea at 12 nautical miles North of the Gargano promontory (Apulia Region, southern Italy). The MPA involves an archipelago which consists of three larger islands called San Domino, San Nicola and Caprara, a smaller island called Cretaccio, and a further island called Pianosa located 12 nautical miles north-east the three main islands. The

area is characterized by a high aesthetic value due to the diversity of natural landscapes and cultural evidences (Chimienti *et al*., 2017), including several important areas such as a Site of Community Importance, a Special Protected Area and an Important Bird Area, for a total surface of 14.66 Km^2 of marine area and 3.13 Km^2 of terrestrial area. The MPA shows a gradient of restrictions, including: Zone A (no take, no entry zone) confined to the uninhabited island of Pianosa, where all human activities are forbidden except authorized scientific research; Zone B (highly protected zone) along most of Caprara coast and a small portion of San Domino coast, where bathing, sailing and free diving are allowed, scientific research, scuba diving, motor navigation and professional fishing are subjected to authorization, while anchoring and recreational fishing are forbidden; Zone C (partially protected zone) in the rest of the archipelago, where most human activities (*e.g*., bathing, diving, boat traffic, anchoring, recreational fishing) are allowed, while scientific research and professional fishing have to be authorized. A detailed mapping activity of the seabed around the MPA allowed the identification of all the hard bottoms of the mesophotic zone, feasible for the settlement of the black corals. During September 2018, a total of 10 sites were explored by a Remotely Operated Vehicle (ROV) between 50-100 m in depth. Observations were made using a PROMETEO ROV equipped with a 4K video camera, a depth sensor, a compass for underwater navigation, a maximum scene illumination of 13,000 lumen, as well as two laser beams for the measurement of the area surveyed. Each ROV transect covered an area of 200-250 m^2. Transects where *A. subpinnata* was observed were analyzed. Sampling units of 2±0.2 m^2 were defined during the video analysis of each transect according to the minimal area proposed by Weinberg (1978) based on species-area curves for sessile invertebrates in the coralligenous community of the Mediterranean Sea. Sequences with bad visibility, due to water turbidity or distance from the seabed, as well as sequences recorded outside the coral forest (*e.g*., soft bottoms and rocky outcrops not colonized by *A. subpinnata*) were discarded. The forest of *A. subpinnata* was quantified by abundance (number of colonies per sampling unit), and the density (colonies m^{-2}) was calculated for each sampling unit. Colonies abundance and density for each ROV transect were expressed as mean and standard error. Anthropic impacts affecting the coral forest were also quantified.

Results - Four sites were featured by the presence of *A. subpinnata* at Tremiti Islands, where a total of 753 colonies were observed. The species was found East of San Domino (ROV2; Fig. 1), with 9 colonies spread in different zones of a rocky shoal, from 52 to 62 m in depth. Two lost steel cables lay on the coralligenous habitat around the colonies. A large group of 301 colonies was present East of San Nicola (ROV3; Fig. 1 in a depth range of 62-67 m, settled on coralligenous outcrops. Abundance ranged from 1 to 31 colonies per sampling unit (mean: 11.5±1.4), with a maximum density of 15.7 colonies m^{-2} (mean: 5.7±0.7 colonies m^{-2}). Anthropic impacts included one lost longline and occasional plastic litter. Other 379 colonies of *A. subpinnata* were observed northeast Caprara (ROV5; Fig. 1), from 64 to 80 m depth, 300 m southeast the site where the single colony described by Gaino and Scoccia (2010) is present. Colonies were settled on coralligenous outcrops, often in a mixed assemblage with the gorgonian *Paramuricea clavata* (Risso, 1826), as well as on a steep cliff going down to 80 m depth. Colonies showed an abundance between 1 and 27 (mean: 10.8±1.1), while density ranged from 0.5 to 13.3 colonies m^{-2} (mean: 5.4±0.6 colonies m^{-2}). In this area, 22 lost longlines and 2 lost gillnets were observed, attesting a high fishing pressure. Some longlines were entangled in the colonies of *A. subpinnata*,

while other colonies were settled on the lost fishing gears. Finally, 64 further *A. subpinnata* colonies were observed northwest of Caprara (ROV8; Fig. 1), from 68 to 77 m in depth. Colonies were settled on coralligenous banks and rims, occasionally mixed with *P. clavata*. The abundance ranged from 1 to 13 colonies per sampling unit (mean: 4.4±0.8), while the density of the population was between 0.5 and 6.7 colonies m^{-2} (mean: 2.2±0.4 colonies m^{-2}). Lost fishing gears affecting the corals included one longline and three gillnets.

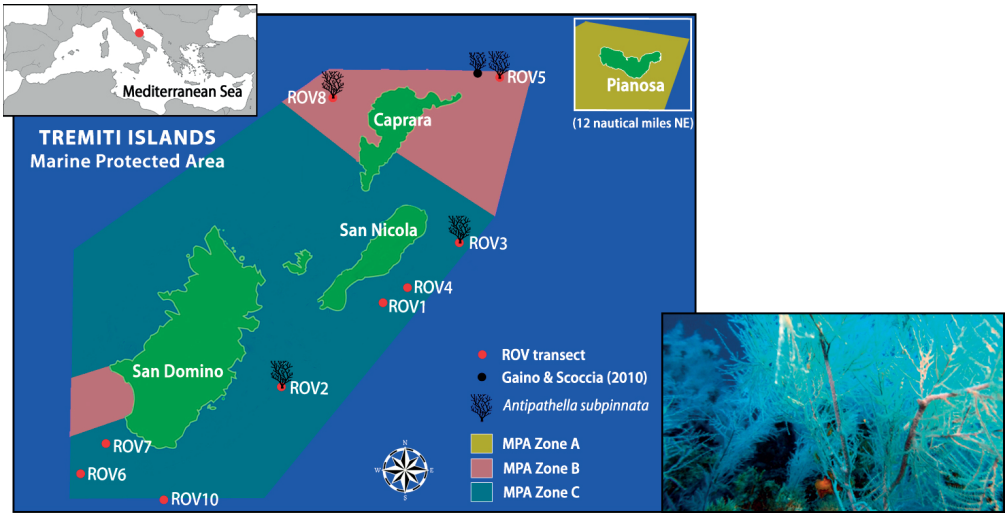


Fig. 1 - Map of the ROV transects, and of the *Antipathella* records. Below, screenshot from ROV3. *Mappa dei transetti ROV e dei record di* Antipathella. *In basso, screenshot presso ROV3.*

Conclusions - The mesophotic rocky bottoms of Tremiti Islands MPA resulted to be characterized by the presence of a large population of *A. subpinnata* from 51 to 80 m in depth. This population showed a remarkably high density, compared to other Mediterranean forests quantified so far. For example, Bo *et al.* (2008) reported a density of 0.4 colonies m^{-2} off Santa Flavia (northern Sicily, Tyrrhenian Sea), while Bo *et al.* (2009) described a population of 733 colonies off the Calabrian coast (Tyrrhenian Sea), with a mean density of 1.4±0.2 and up to 5.2 colonies m^{-2}. In the case of Tremiti Islands MPA, the average density ranging between 2.2±0.4 and 5.7±0.7 colonies m^{-2} attests a high concentration of colonies, identifying the MPA as a very important area for black corals. Colonies were localized in few specific areas, probably due to the presence of a suitable substratum and to particular water currents. Besides the four coral sites identified in the MPA, it cannot be excluded that further sites are present in the area. Forests of *A. subpinnata* develop on hard substrata, so they might be considered not affected by trawl fisheries. However, the fishing boats can trawl very close to the base of the cliffs producing a massive resuspension of the sediment, that may thereby damage or stifle the corals. Moreover, these assemblages can be affected by other forms of commercial fishing practices (*e.g.*, longlines and gillnets), as attested by the several lost fishing gears observed in the area. Two of the four identified coral sites belong to the Zone C of the MPA (partially protected zone), while the other two fall in the Zone B (highly protected zone). Remarkably, the

coral site with the higher presence of fishing impacts is located in the Zone B (ROV5). This area, featured by shoals and cliffs, host a large forest of *A. subpinnata* and *P. clavata*, attracting species of commercial interest and thus representing a target for fishing activities. Some of the lost fishing gears observed were almost old, probably dating back before the institution of the MPA, as attested by the fact that they were colonized by *A. subpinnata* and other epibionts. However, it is to note the presence of recent lost fishing gears too, providing evidences of illegal fishing activities in the area. Considering the great importance of *A. subpinnata* and its sensitiveness to human pressures, the institution of MPAs in places where coral forests occur has been strongly suggested (*e.g.*, Bo *et al*., 2008). However, together with the institution of new MPAs, it is worthy to know what still is within an already existing MPA. In the case of Tremiti Islands MPA, a revision of the MPA zonation to include black coral forests at least in the Zone B and a tightening of controls against illegal fishing activities is strongly suggested in order to improve the conservation strategies towards the protection of such a rich environmental heritage represented by the lush forests of *A. subpinnata*.

References

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., CANESE S., BAVESTRELLO G. (2014) - Discovering Mediterranean black coral forests: *Parantipathes larix* (Anthozoa: Hexacorallia) in the Tuscan Archipelago, Italy. *Ital. J. Zool.*, **81** (1): 112-125.

BO M., TAZIOLI S., SPANÒ N., BAVESTRELLO G. (2008) - *Antipathella subpinnata* (Antipatharia, Myriopathidae) in Italian seas. *Ital. J. Zool.*, **75** (2): 185-195.

CHIMIENTI G., BO M., TAVIANI M., MASTROTOTARO F. (2019) - Occurrence and biogeography of Mediterranean cold-water corals. In: Orejas C., Jiménez C. (eds), *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future. Understanding the Deep-Sea Realms of Coral*. Springer International Publishing: 213-243.

CHIMIENTI G., STITHOU M., DALLE MURA I., MASTROTOTARO F., D'ONGHIA G., TURSI A., IZZI C., FRASCHETTI S. (2017) - An explorative assessment of the importance of Mediterranean coralligenous habitat to local economy: the case of recreational diving. *J. Environ. Account. Manage.*, **5** (4): 315-325.

GAINO E., SCOCCIA F. (2010) - Gamete spawning in *Antipathella subpinnata* (Anthozoa, Antipatharia): a structural and ultrastructural investigation. *Zoomorphology*, **129** (4): 213-219.

OPRESKO D.M. (2001) - Revision of the Antipatharia (Cnidaria: Anthozoa). Part I. Establishment of a new family, Myriopathidae. *Zool. Med. Leiden*, **75** (17): 343-370.

ROSSI S., BRAMANTI L., GORI A., OREJAS C. (2017) - Animal forests of the world: an overview. In: Rossi S., Bramanti L., Gori A., Orejas C. (eds), *Marine Animal Forests. The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots.* Springer International Publishing: 1-28.

WEINBERG S. (1978) - The minimal area problem in invertebrate communities of Mediterranean rocky substrata. *Mar. Biol.*, **49**: 33-40.

This study benefited from funding by Ente Parco Nazionale del Gargano and National Geographic (Grant EC-176R-18).

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 152-155

G. De La Fuente, M. Chiantore, V. Asnaghi, S. Kaleb*, A. Falace*

Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italy.
gina.delafuente@edu.unige.it
*Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Trieste, Via E. Weiss, 2 - 34128 Trieste, Italy.

FIRST *EX SITU* OUTPLANTING OF THE HABITAT FORMER *CYSTOSEIRA AMENTACEA* VAR. *STRICTA* IN A RESTORATION PERSPECTIVE

PRIMA ESPERIENZA DI EX SITU *OUTPLANTING DI* CYSTOSEIRA AMENTACEA *VAR.* STRICTA *A FINI DI RIPOPOLAMENTO*

Abstract *- In the Mediterranean Sea marine forests constituted by brown algae of the genus* Cystoseira *play a valuable role as foundation species. Due to their evidences of regression/loss of these habitats caused by different factors, active restoration techniques are encouraged by European legislation. In the framework of the EU project ROCPOP-Life, the first* ex situ *outplanting experience on* Cystoseira amentacea *var.* stricta *Montagne has been implemented in the Cinque Terre Marine Protected Area (North-western Mediterranean). The results provide a well-defined approach of intertidal species outplanting technique in order to maximize the good performance of the restoration action focusing on the different earlier phases: i) laboratory culture; ii) transport; iii) juvenile densities; iv) grazing pressure on the outplanted juveniles.*

Key-words: *restoration, marine forests,* Cystoseira amentacea *var.* stricta, ex situ *outplanting.*

Introduction - In the Mediterranean Sea, brown algae of the *Cystoseira* genus are the most important canopy-forming and habitat former species. Several studies have reported about the past and the present distribution and abundance of different canopy-forming species belonging to *Cystoseria* (*Cystoseira amentacea* var. *stricta* Montagne; De La Fuente *et al*., 2018), detecting regressions or losses caused by the different pressures (Sales *et al*., 2011). In this framework, active marine restoration is strongly encouraged to avoid the loss of these valuables habitats that enhance biodiversity and preserve ecosystem functions and services. Different restoration techniques of *Cystoseira* species have been implemented in the Mediterranean Sea, but those enhancing recruitment potential such as positioning fertile receptacles in the target area (*in situ*; Verdura *et al*., 2018) or outplanting along the shore juveniles cultured in the laboratory (*ex situ*; Sales *et al*., 2011; Verdura *et al*., 2018) are strongly encouraged for threatened species, because avoid the depletion of the natural donor populations (Falace *et al*., 2018). In this study we report the results of the first *ex situ* outplanting of the intertidal *Cystoseira amentacea* performed in the framework of the EU project ROCPOP-Life. The results of the restoration action over the first six months are reported as presence and cover percentages of the juveniles outplanted, also pointing out the positive results of the transportation of the cultured juveniles from the laboratory facilities to the outplanting location. A description of the infauna organisms present in the rocky shores, where juveniles of *C. amentacea* have been outplanted, is also provided, in order to assess the potential role of grazing in affecting survival success.

Materials and methods - The *ex situ* outplanting of the intertidal species *C. amentacea* was performed in Summer 2018, collecting in June the apical fronds holding mature receptacles, from a healthy population located in the Portofino MPA (donor site). After sampling, apices were gently cleaned with tweezers and rinsed with filtered seawater to remove adherent biofouling and detritus. Then, apices wrapped with seawater-wetted towels were delivered within 24h under dark, cold and humid conditions to the laboratory in Trieste for culture in environmentally controlled rooms following the protocol described in Falace *et al.* (2018). Three apices with mature receptacles were placed on each substrate, constituted by rough clay round tiles (4.5 cm in diameter), with a 0.6 cm hole at the center in order to screw the tile at the rocks (≈450 tiles). Von Stosch's enriched filtered seawater (VSE) was used as culture medium to speed up the culturing time and to reach larger size at the time of outplanting. The medium was enriched with antibiotic (Amikacin sulphate 2 µl and Ampicillin sodium 500 µg l^{-1} of culture medium) and GeO_2 (Falace *et al.*, 2006) to avoid bacterial and diatoms growth. After 24 days of controlled growth in the Trieste laboratory, pictures were taken (17th July; 160 random tiles) in order to assess percent cover and juvenile length. On 19th July 2018 the tiles were transported to Cinque Terre MPA. All the tiles were carefully placed into small boxes filled with filtered seawater. They were placed into a large insulated container, which was maintained refrigerated with icepacks. The container was transported by car with air conditioner to the receiving site, where the boxes were located in an air conditioned room overnight. On the next day (Time 0), the tiles were carefully transported to the field, using a rubber boat. Eight patches were established in the previous weeks: in each patch, 50 holes were drilled and screws were located in advance. The deployment of 400 tiles was performed in around 5 hours. The monitoring of survival was performed on the following 2 months, in order to estimate survival and growth of the juveniles, by collecting pictures of 20 out of the 50 clay tiles located at each patch, in order to assess percent cover of the clay tiles and presence/absence of juveniles on the tiles. The monitoring was performed on July 27th (Time 1), August 6th (Time 2), August 29th (Time 3), September 27th (Time 4). An additional sampling was performed 4 months later. This sampling occurred after a major storm that affected the Ligurian Sea at the end of October 2018 (ANSA, 2018). Since most of the tiles were detached by this unprecedented event, it was not possible to assess quantitatively the restoration performance in terms of percent cover but only in terms of juvenile growth (length). Since one of the obstacles to repopulation success is represented by grazing, grazer density was estimated by collecting 15 cores of infaunal organisms, by way of a stainless steel corer (internal diameter 5 cm; surface area 19.6 cm^2).

Results - The juveniles were 2.65±0.46 mm (average±std) long when they were transported to the receiving site. The percent cover on the tiles measured at Time 0 was compared with the one at the time of leaving the laboratory (3 days before), in order to assess the transport performance. Percent cover in laboratory and in the outplants was not significantly different (one-way ANOVA; p=0.327). At the start of the deployment, average percent cover of the juveniles on tiles was 24.22% (±1.24; avg±1ES). The percent cover data of the juveniles on tiles in the eight patches along time (Time 0 to Time 4) are reported in Fig. 1.

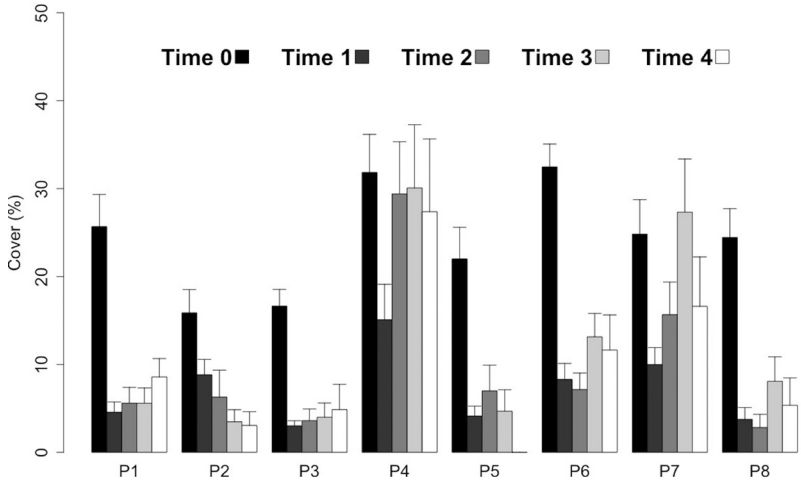


Fig. 1 - Percent cover of *C. amentacea* (average±1 ES) on the clay tiles over time in the 8 patches positioned in the receiving site.

Ricoprimento percentuale di C. amentacea *(media±1 ES) sui dischetti di argilla nel tempo nelle 8 aree del sito ricevente.*

All patches showed a sharp drop from Time 0 to Time 1, due to the expected detachment of some juveniles in the receiving site (not controlled conditions). Some patches clearly showed average lower values of cover at Time 0 and such different cover at the start affected the survival and growth of the juveniles along time.

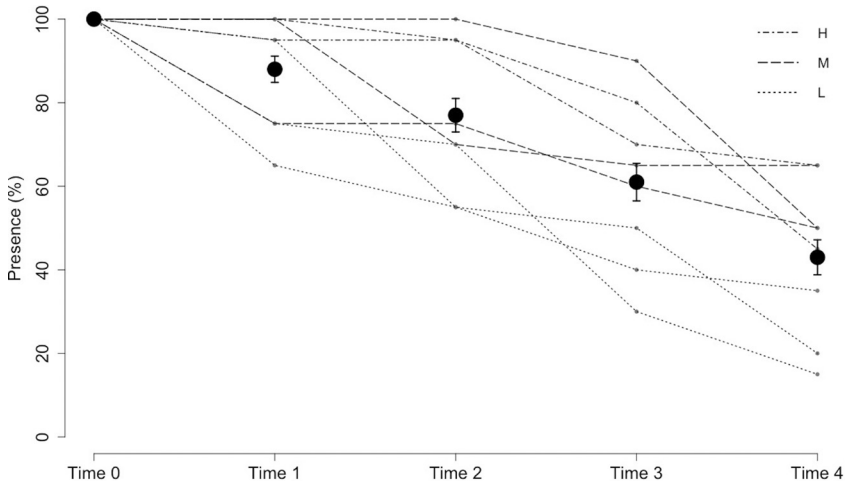


Fig. 2 - Percentage of tiles with juveniles over time from presence/absence data on the individual tiles in the 8 patches in the receiving site. Dots represent average data across the patches (average±standard error). Lines without markers are the individual patches: H, M, L represent cover classes (High, Medium, Low) at the start attributed to the 8 patches.

Percentuale dei dischetti di argilla con giovanili nel corso del tempo dai dati di presenza/assenza nelle 8 aree del sito ricevente. La linea coi pallini indica l'andamento medio (media±errore standard). Le linee senza marcatori rappresentano le singole aree: H, M, L si riferiscono alle classi di ricoprimento (High, Medium, Low) all'inizio attribuite alle 8 aree.

In the patches characterised by higher cover of juveniles at the start (patches 4, 6, 7 and 8), after the first decline, cover increased in the next sampling dates, as a consequence of the growth of the juveniles. The good performance of the outplanting, at least in the early phases, is confirmed by the assessment of the percentage of tiles reporting the presence of juveniles (Fig. 2). In fact, from Time 0 to Time 1, such percentage moved from 100% to 88.13% and was still over 40% after two months (Time 4). Similarly to cover data, also survival was different in the patches characterised by higher cover of juveniles at the start. Grazing did not clearly affect the outplanted juveniles. During the monitoring and in the collected pictures, no grazers were detected visually crawling on tiles. On the average the total abundance of potential grazers (mostly crustaceans) was 9.3 ind/19.6 cm^2, in agreement with values reported for the same depth in several sites along the Ligurian coast (Thrush *et al*., 2011).

Conclusions - Optimal laboratory culture procedure increases growth rate of juveniles and shortens the time to reach the suitable outplanting size. Culture medium, antibacterial mixed solution and accurately fertile material cleaning are relevant elements to guarantee a good culture performance and obtain high densities of healthy embryos, increasing the restoration success. The feasibility of large distance transport from laboratory to the field has been remarkably proved, providing a potential option for replication at a large scale. The screw attachment technique avoids dislodgement, particularly in the early stages, when the traditional epoxy putty technique may be strongly affected by wave action, particularly relevant for intertidal species. Grazing effect cannot be excluded but not relevant, if outplanting size and high density are assured. These results are strongly encouraging for the implementation of restoration actions of canopy forming species on a large scale, in light of EU guidelines.

References

ANSA (2018) - Storm death toll up to 11, Liguria on its knees. Available from: http://www.ansa.it/english/newswire/english_service/2018/10/30/ansa-storm-death-toll-up-to-11-liguria-on-its-knees_0973b7e8-492d-4802-8e16-9820abe65783.html

DE LA FUENTE G., CHIANTORE M.C., GAINO F., ASNAGHI V. (2018) - Ecological status improvement over a decade along the Ligurian coast according to a macroalgae based index (CARLIT). *PLoS ONE*, **13** (12): e0206826.

FALACE A., KALEB S., DE LA FUENTE G., ASNAGHI V., CHIANTORE M. (2018) - *Ex situ* cultivation protocol for *Cystoseira amentacea* var. *stricta* (Fucales, Phaeophyceae) from a restoration perspective. *PLoS ONE*, **13** (2): e0193011.

FALACE A., ZANELLI E., BRESSAN G. (2006) - Algal transplantation as a potential tool for artificial reef management and environmental mitigation. *Bull. Mar. Sci*., **78** (1): 161-166.

SALES M., CEBRIAN E., TOMAS F., BALLESTEROS E. (2011) - Pollution impacts and recovery potential in three species of the genus *Cystoseira* (Fucales, Heterokontophyta). *Estuar. Coast. Shelf Sci*., **92** (3): 347-357.

THRUSH S.F., CHIANTORE M., ASNAGHI V., HEWITT J., FIORENTINO D., CATTANEO-VIETTI R. (2011) - Habitat-diversity relationships in rocky shore algal turf infaunal communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **424**: 119-132.

VERDURA J., SALES M., BALLESTEROS E., CEFALÌ M.E., CEBRIAN E. (2018) - Restoration of a canopy-forming alga based on recruitment enhancement: methods and long-term success assessment. *Front. Plant Sci*., **9**: 1832.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 156-159

F. Enrichetti, C. Dominguez-Carrio[1,2], M. Toma, G. Bavestrello,
F. Betti, S. Canese[3], M. Bo

Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita, Università di Genova,
Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
fraenrichetti@gmail.com
[1,2]Okeanos Research Centre and IMAR Instituto do Mar, Universidade dos Açores,
Departamento de Oceanografia e Pesca, 9901-862 Horta, Portugal.
[3]Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Via Brancati, 48 - 00144 Roma, Italia.

FORESTE ANIMALI MESOFOTICHE DEL MAR LIGURE

MESOPHOTIC ANIMAL FORESTS OF THE LIGURIAN SEA

Abstract - *A large-scale investigation of the Ligurian deep continental shelf (30-220 m) has been made thanks to four ROV surveys conducted between 2012 and 2017. Rich and diverse animal forests have been reported, mainly formed by massive sponges and arborescent cnidarians. Results highlight a strong impact of artisanal and recreational fishing activities, with abandoned fishing gears reported from all the investigated sites. The geographical distribution of the megabenthic assemblages has been mapped and compared with the occurrence of highly disturbed sites, allowing to identify a first set of Ligurian mesophotic sensitive areas which, after a fine quantitative characterization, will provide a management tool for future monitoring and conservation programs at a basin scale.*

Key-words: *megabenthic communities, circalittoral, ROV-Imaging, Mediterranean Sea, vulnerability.*

Introduzione - Il Mar Ligure rappresenta uno dei bacini mediterranei maggiormente studiati grazie al susseguirsi di vari gruppi di ricerca che, nel corso dell'ultimo secolo, hanno caratterizzato la fauna bentonica e pelagica (Cattaneo-Vietti *et al*., 2010). Ciononostante, la composizione delle comunità megabentoniche più profonde del circalitorale (40-200 m) rimane ancora poco conosciuta. Questo range batimetrico infatti non è accessibile utilizzando i tradizionali metodi di immersione subacquea, e le prime esplorazioni profonde miravano ad esplorare la zona batiale. Recenti studi indicano che queste profondità, a tutte le latitudini, ospitano ricche biocenosi, note come "foreste marine animali" (Gori *et al*., 2017), dove specie strutturanti (*e.g.* spugne, cnidari, briozoi) formano complessi habitat tridimensionali, aumentando la complessità spaziale, creando nuove nicchie ecologiche e fornendo protezione e zone di foraggiamento e riproduzione per numerose specie associate. Fino ad oggi, queste comunità venivano considerate solo come un'estensione profonda di quelle superficiali, tuttavia oggi si riconoscono anche popolamenti tipicamente mesofotici con specie esclusive o provenienti dal piano batiale. In Liguria, questo intervallo batimetrico è attualmente soggetto ad una forte pressione della pesca professionale e ricreativa. Nonostante la presenza di cinque Aree Marine Protette e 27 Zone Speciali di Conservazione, la maggior parte delle foreste animali mesofotiche liguri non risulta tutelata da nessuna misura di protezione effettiva.

Materiali e metodi - Tra il 2012 ed il 2017 sono state condotte quattro campagne di esplorazione ROV lungo la piattaforma continentale ligure tra i 30 ed i 220 m di profondità, al fine di caratterizzare le principali biocenosi megabentoniche e quantificare l'impatto antropico. Sono stati investigati 80 siti, con transetti ROV di lunghezza variabile da 200 a 1900 m, per un totale di 63 ore di filmati video. Il materiale filmato è stato analizzato attraverso tecniche di *ROV-Imaging*

che prevedono l'identificazione, al più alto livello tassonomico possibile, e la quantificazione di tutto il megabenthos (Gori *et al*., 2011). L'impatto antropico, similmente, è stato valutato identificando e quantificando le diverse tipologie di rifiuti (Bo *et al*., 2014).

Risultati - Nove tipologie di foreste animali sono state identificate lungo la parte più profonda della piattaforma continentale ligure (Fig. 1).

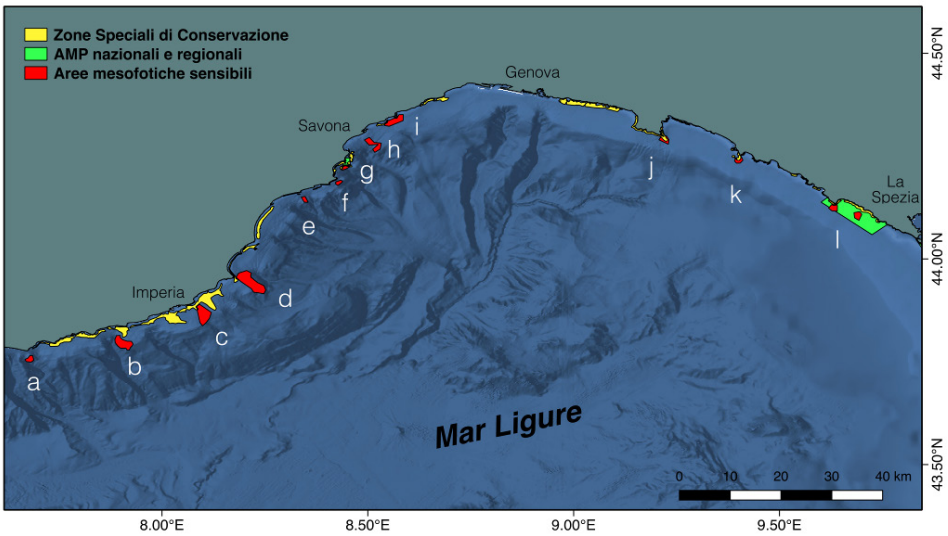


Fig. 1 - Distribuzione geografica delle Zone Speciali di Conservazione, delle Aree Marine Protette nazionali e regionali e delle principali foreste animali mesofotiche della Liguria. a, Bordighera; b, Santo Stefano; c, Diano Marina; d, Capo Mele; e, Finale Ligure; f, Capo Noli; g, Secca dei Maledetti; h, Secca del Mantice e fondali prospicienti Savona; i, fondali di Celle Ligure e Varazze; j, Punta del Faro di Portofino; k, Punta Manara; l, Punta Mesco e Corniglia.

Spatial distribution of the Special Areas of Conservation, national and regional Marine Protected Areas, and sensitive Ligurian mesophotic animal forests. a, Bordighera; b, Santo Stefano; c, Diano Marina; d, Capo Mele; e, Finale Ligure; f, Capo Noli; g, Maledetti Shoal; h, Mantice Shoal and Savona shoals; i, Celle Ligure and Varazze; j, Punta del Faro, Portofino; k, Punta Manara; l, Punta Mesco and Corniglia.

Fondi a spugne. Aggregazioni multi-specifiche di poriferi compaiono su fondi duri orizzontali (40-60 m). Le principali specie coinvolte sono la grande spugna massiva *Sarcotragus foetidus* Schmidt, 1862, e *Axinella* spp. Questi fondi risultano molto diffusi lungo tutto l'arco ligure, concentrandosi specialmente nel settore di ponente in prossimità di aree ad elevata torbidità.

Foreste di *Lytocarpia myriophyllum* (Linnaeus, 1758). Dense aggregazioni di questo idrozoo sono state osservate sui fondi detritici orizzontali prospicienti Capo Mele e Portofino (70-80 m).

Foreste di gorgonie. Le aggregazioni di *Eunicella verrucosa* (Pallas, 1766) risultano le più diffuse, raggiungendo densità di 16 colonie m^{-2}, e si concentrano soprattutto sui fondi caratterizzati da elevati tassi di sedimentazione (30-90 m). Le foreste di *Paramuricea clavata* (Risso, 1826) caratterizzano i fondi duri principalmente tra 45 e 65 m di profondità, raggiungendo densità superiori a

15 colonie m^{-2} sulla Secca dei Maledetti (Savona), a Portofino e Punta Mesco. *Eunicella cavolini* (Koch, 1887) forma le aggregazioni di gorgonie a maggiore densità (fino a 23 colonie m^{-2}), caratterizzate anche dal più alto numero di specie associate. Queste foreste sono situate più in profondità (65-100 m) e risultano particolarmente strutturate nei siti di Capo Mele, Secca del Mantice (Savona) e Portofino. Aggregazioni di *Leptogorgia sarmentosa* (Esper, 1789) sono presenti davanti a Bordighera e Punta Mesco, mentre la principale foresta di *Eunicella singularis* (Esper, 1791) è situata a Punta Manara. Infine, una popolazione di *Paramuricea macrospina* (Koch, 1882) viene segnalata di fronte a Capo Mele.

Fondi a corallo rosso. Le falesie tra i 30 e gli 80 m di profondità ospitano ricche comunità dominate dalla sclerattinia *Leptopsammia pruvoti* e dall'ottocorallo *Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758). La Secca dei Maledetti e la Secca dell'Isuela (Portofino) ospitano le più estese pareti coralligene profonde della Liguria. Popolazioni minori di corallo rosso sono state osservate anche nell'estremo ponente ligure.

Fondi a pennatulacei e coralli molli. I fondi mobili tra i 30 ed i 140 m di profondità, ospitano aggregazioni a bassa densità di pennatule e *Alcyonium palmatum* Pallas, 1766. Densi campi di *Paralcyonium spinulosum* (Delle Chiaje, 1822) sono stati osservati sui fondi detritici circostanti la Secca del Mantice (70-80 m).

Foreste di coralli neri. Sei foreste dell'antipatario arborescente *Antipathella subpinnata* (Ellis & Solander, 1786) sono state osservate su secche rocciose a lieve pendenza tra i 60 e i 100 m di profondità. Con la sola eccezione del sito di Portofino, le altre popolazioni si trovano nel ponente tra Bordighera e Savona.

Giardini di *Dendrophyllia cornigera* (Lamarck, 1816). Tre principali aggregazioni di *D. cornigera* sono state osservate, tutte nel ponente ligure. La popolazione più importante occupa i fondi detritici tra i 90 ed i 145 m di profondità intorno alla Secca del Mantice ed è rappresentata da circa 20000 colonie.

Campi a sabellidi. Aggregazioni ad alta densità del polichete *Bispira viola* (Grube, 1863) compaiono sui fondi orizzontali fangosi del ponente ligure, spesso nelle vicinanze di foreste di *E. verrucosa*. I campi a sabellidi osservati occupano un range batimetrico molto ristretto (60-70 m).

Fondi a briozoi. Sparse aggregazioni a briozoi occupano i fondi incoerenti sub-orizzontali tra 50 e 80 m di profondità, e sono tra le più frequentemente osservate lungo l'intero arco ligure. La specie di briozoo più caratteristica è *Pentapora fascialis* (Pallas, 1766).

Per quanto riguarda l'impatto antropico, sono stati evidenziati diffusi segni di degrado ambientale, generalmente rappresentati da organismi con estese porzioni necrotiche ed epibiontate e/o direttamente impigliati in attrezzi da pesca abbandonati sul fondo. Rifiuti antropici sono stati osservati in tutti i siti analizzati: l'83% del totale è rappresentato proprio da attrezzi da pesca perduti, mentre il restante 17% è attribuibile a rifiuti urbani. La maggior parte degli attrezzi abbandonati è rappresentata da lenze (68%) e da reti da posta (18%) ascrivibili alle attività di pesca artigianale e ricreativa. I siti maggiormente impattati da questi rifiuti sono quelli di Santo Stefano, Capo Mele e la Secca dei Maledetti, con densità massime di 7900 oggetti ha^{-1}.

Conclusioni - La grande eterogeneità di fondali, la presenza di numerosi input fluviali e la vicinanza con i canyon rende la zona mesofotica ligure

particolarmente ricca. Dodici aree mesofotiche sensibili caratterizzate dalla presenza di peculiari biocenosi e soggette all'impatto della pesca artigianale e ricreativa sono state identificate lungo la piattaforma continentale ligure, per una superficie totale di circa 80 km^2 (Fig. 1). Tra queste riconosciamo aree che ospitano specie vulnerabili con una distribuzione mesofotica localizzata e/o su rilievi topografici unici nel panorama ligure. Per esempio, l'area di Bordighera ospita la più grande aggregazione della Liguria di *A. subpinnata* (*Near Threatened Red List* IUCN) (Bo *et al*., 2019). L'area di Capo Mele, fortemente impattata dalla pesca, è caratterizzata dalla più grande popolazione di *P. macrospina* della Liguria, precedentemente segnalata solo due volte (Pica *et al*., 2018). La secca dei Maledetti rappresenta l'unica falesia coralligena profonda della Liguria ed ospita la più importante foresta mesofotica di *C. rubrum* (*Endangered Red List* IUCN), oggetto di un forte impatto della pesca artigianale. Di grande rilevanza sono la più estesa popolazione mediterranea di *D. cornigera* (*Endangered Red List* IUCN) del savonese, le foreste di *E. verrucosa* (*Endangered Red List* IUCN) di Finale Ligure, ed i campi a spugne e sabellidi, finora sconosciuti in Mediterraneo, antistanti le città di Varazze e Celle Ligure. Le foreste di gorgonie della secca profonda di Portofino e dello spezzino sono le due principali aree vulnerabili del Levante. Le informazioni raccolte in questo studio rappresentano la prima analisi su larga scala delle foreste mesofotiche della Liguria e costituiscono un efficiente strumento per l'identificazione di zone a maggiore priorità di conservazione.

Bibliografia

BO M., BAVA S., CANESE S., ANGIOLILLO M., CATTANEO-VIETTI R., BAVESTRELLO G. (2014) - Fishing impact on deep Mediterranean rocky habitats as revealed by ROV investigation. *Biol. Conserv.*, **171**: 167-176.

BO M., MONTGOMERY A.D., OPRESKO D.M., WAGNER D., BAVESTRELLO G. (2019) - Antipatharians of the mesophotic zone: four case studies. In: Loya Y., Puglise K.A., Bridge T.C.L. (eds), *Mesophotic Coral Ecosystems*. Springer International Publishing: 683-708.

CATTANEO-VIETTI R., ALBERTELLI G., ALIANI S., BAVA S., BAVESTRELLO G., BENEDETTI CECCHI L., BIANCHI C.N. ET AL. (2010) - The Ligurian Sea: present status, problems and perspectives. *Chem. Ecol.*, **26** (Suppl. 1): 319-340.

GORI A., BAVESTRELLO G., GRINYÓ J., DOMINGUEZ-CARRIÓ C., AMBROSO S., BO M. (2017) - Animal forests in deep coastal bottoms and continental shelves of the Mediterranean Sea. In: Rossi S., Bramanti L., Gori A., Orejas C. (eds), *Marine animal forests. The ecology of benthic biodiversity hotspots*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland: 207-233.

GORI A., ROSSI S., BERGANZO E., PRETUS J.L., DALE M.R.T., GILI J.-M. (2011) - Spatial distribution patterns of the gorgonians *Eunicella singularis*, *Paramuricea clavata*, and *Leptogorgia sarmentosa* (Cape of Creus, northwestern Mediterranean Sea). *Mar. Biol.*, **158** (1): 143-158.

PICA D., CALCINAI B., POLISENO A., TRAINITO E., CERRANO C. (2018) - Distribution and phenotypic variability of the Mediterranean gorgonian *Paramuricea macrospina* (Cnidaria: Octocorallia). *The European Zoological Journal*, **85** (1): 392-408.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 160-163

E. Fabbrizzi[1], M. Scardi[1,2], E. Ballesteros[3], L. Benedetti-Cecchi[1,4], E. Cebrian[5], G. Ceccherelli[6], F. De Leo[1], A. Deidun[7], G. Guarnieri[1,8], A. Falace[9], S. Fraissinet[1], C. Giommi[10], V. Mačić[11], L. Mangialajo[12], A.M. Mannino[10], M. Ramdani[13], G. Rilov[14], L. Rindi[1,4], L. Rizzo[15], G. Sarà[10], J.B. Soussi[16], E. Taskin[17], S. Fraschetti[1,15,18]

[1]CoNISMa, Piazzale Flaminio, 9 - 00196 Roma, Italia.
erika.fabbrizzi@gmail.com
[2]Dip. di Biologia, Università di Tor Vergata, Roma, Italia.
[3]Centre d'Estudis Avançats de Blanes-CSIC, Blanes, Girona, Spain.
[4]Dip. di Biologia, Università di Pisa, Italia.
[5]Universitat de Girona, Facultat de Ciències, Departament de Ciències Ambientals, Girona, Spain.
[6]Dip. di Chimica e Farmacia, Università di Sassari, Italia.
[7]Department of Geosciences, University of Malta, Malta.
[8]Lab. di Zoologia e Biologia Marina, DiSTeBA, Università del Salento, Lecce, Italia.
[9]Dip. di Scienze della Vita, Università di Trieste, Italia.
[10]Dip. di Scienze della Terra e del Mare, Università di Palermo, Italia.
[11]Institute of Marine Biology, University of Montenegro, Kotor, Montenegro.
[12]Laboratoire ECOMERS, Université de Nice-Sophia Antipolis, Nice, France.
[13]Institut Scientifique Rabat, Université Mohamed V Agdal, Rabat, Maroc.
[14]Israel Oceanographic and Limnological Research, National Institute of Oceanography, Haifa, Israel.
[15]Stazione Zoologica Anton Dohrn, Napoli, Italia.
[16]Institut National Agronomique de Tunisie, Tunis, Tunisie.
[17]Manisa Celal Bayar University, Faculty of Arts and Sciences, Dept. of Biology, Manisa, Turkey.
[18]Dip. di Biologia, Università di Napoli Federico II, Italia.

MODELLIZZARE LA DISTRIBUZIONE DELLE FORESTE MACROALGALI NEL MEDITERRANEO: STATO ATTUALE, FATTORI CHE GUIDANO I CAMBIAMENTI E CONOSCENZE PER STABILIRE LE PRIORITÀ DI CONSERVAZIONE

MODELLING MACROALGAL FOREST DISTRIBUTION AT MEDITERRANEAN SCALE: PRESENT STATUS, DRIVERS OF CHANGES AND INSIGHTS FOR SETTING CONSERVATION PRIORITIES

Abstract - *Macroalgal forests are one of the most productive and valuable habitats, yet undervalued and undergoing dramatic changes. The synthesis of the present knowledge about the distribution of* Cystoseira *(C. Agardh, 1820) canopies (a group of macroalgae belonging to the order of Fucales) across the Mediterranean Sea, allowed developing a Habitat Suitability Model by means of a Random Forest, a very effective Machine Learning technique. This model can be regarded as a useful tool for the assessment of the distribution of this genus as well as for its management, from both the conservation and the restoration point of view.*

Key-words: Cystoseira *canopies, Mediterranean Sea, Habitat Suitability Model, Random Forest, conservation priorities.*

Introduzione - Le coste rocciose del Mediterraneo possono essere dominate da foreste di macroalghe come quelle appartenenti al genere *Cystoseira* (C. Agardh, 1820) dell'ordine delle Fucales. Queste foreste costituiscono dense formazioni che intensificano la produttività primaria, e forniscono strutture tridimensionali ricoprendo importanti ruoli ecologici (Cheminée *et al.*, 2013; Gianni *et al.*, 2013; Piazzi *et al.*, 2018). Negli ultimi 20 anni si è assistito ad una rapida regressione, se non alla scomparsa, di queste foreste su larga scala, con gravi ripercussioni sugli ecosistemi ad esse associati e sui servizi ecologici da esse apportati (Fraschetti *et al.*, 2001; Guarnieri *et al.*, 2014; Benedetti-Cecchi *et al.*, 2015). Le cause di questo

fenomeno sono da attribuirsi a diversi fattori di stress locali e globali, come i cambiamenti climatici, l'inquinamento e l'urbanizzazione costiera (Strain *et al.*, 2014; Thibaut *et al.*, 2015). I cambiamenti osservati hanno portato ad accrescere l'interesse nei confronti di queste foreste dal punto di vista sia della conservazione che del restauro. Nonostante questo, esistono ancora molte lacune nella conoscenza della loro distribuzione e delle relazioni con cui esse sono legate alle diverse variabili ambientali. Lo scopo del presente lavoro è quello di approfondire la comprensione di questi aspetti attraverso la sintesi delle conoscenze attuali e lo sviluppo di un modello di *Habitat Suitability* che possa essere utilizzato come strumento nel monitoraggio e nella gestione dello stato di regressione osservato.

Materiali e metodi - Il dataset georeferenziato sulla presenza delle specie appartenenti al genere *Cystoseira*, in tutto il Mar Mediterraneo, è stato composto utilizzando dati provenienti da letteratura pubblicata e grigia, dati forniti personalmente dai co-autori del presente lavoro e dati acquisiti da portali disponibili in rete. I dati, collezionati ed assemblati sotto forma di *layer raster*, sono stati utilizzati per lo sviluppo di un modello di *Habitat Suitability* a scala di Mediterraneo. Solo le specie di *Cystoseira* appartenenti all'infralitorale superficiale sono state prese in considerazione ed un totale di 8.143 record sono entrati nella fase di addestramento del modello come *training set* e *test set*. Di questi, 5.475 erano record di presenza ed i restanti 2.668 di assenza. In aggiunta, 4.269 record di sola presenza sono stati utilizzati esclusivamente nella fase di validazione del modello. Il modello è stato sviluppato attraverso una tecnica di *Machine Learning* che prende il nome di *Random Forest* (RF) (Breiman, 2001). Sono state selezionate ed associate ai dati di occorrenza della *Cystoseira* per l'addestramento del modello 55 variabili predittive. Queste variabili, di natura ambientale ed antropogenica, sono state convertite in *layer raster* aventi le stesse proprietà del *raster* rappresentante i dati di occorrenza della *Cystoseira*, ovvero una risoluzione di 0,004166 gradi decimali, come estensione geografica il Mar Mediterraneo, e sistema di riferimento WGS 84. L'accuratezza del modello ottenuto è stata valutata attraverso il calcolo della statistica Kappa e dell'area sotto la curva ROC (AUC). Dal momento che il dataset a disposizione risultava essere sbilanciato a favore dei casi di presenza, la curva ROC è stata utilizzata anche per ottimizzare il valore soglia per le predizioni del modello. L'importanza delle variabili predittive è stata valutata comparando la misura basata su permutazioni e quella basata invece sull'indice di Gini, calcolate entrambe alla fine della fase di addestramento della RF. Il modello è stato infine utilizzato per costruire una mappa della distribuzione predetta delle specie di *Cystoseira* prese in considerazione per tutto il bacino del Mediterraneo.

Risultati - Sulla base dei dati di occorrenza collezionati, è stato osservato che, dei 46.000 km totali di costa mediterranea, le foreste di *Cystoseira* ricoprono un'estensione lineare di 6.342 km. I casi di assenza documentata occupano invece un'estensione pari a 1.328 km di costa, mentre per i restanti 38.329 km non sono stati trovati dati disponibili. Le aree meridionali ed orientali del Mediterraneo risultano essere le meno rappresentate in termini di disponibilità del dato. Per lo sviluppo del modello solo alcune delle regioni occidentali del Mediterraneo, dove occorrono sia dati di presenza che di assenza, sono state prese in considerazione. Degli 8.143 record selezionati per la costruzione del modello, 6.531 sono stati utilizzati come *training set* per l'addestramento della RF e 1.612 come *test set* per la valutazione dell'accuratezza del modello ottenuto. Sono state addestrate 132 RF utilizzando diverse combinazioni di parametri di addestramento al fine di aumentare l'accuratezza del modello. Il modello selezionato come il migliore, sulla base della statistica Kappa e dell'AUC, è

stato ottenuto da una RF addestrata su un totale di 500 alberi di classificazione, 9 variabili predittive ad ogni split degli alberi e 25 casi nelle foglie terminali di ciascun albero nella foresta. La statistica Kappa del modello selezionato era 0,919 per il *training set* e 0,573 per il *test set*. Attraverso l'analisi della curva ROC, la soglia di 0,50, utilizzata come default per la classificazione dei casi di presenza/assenza, è stata ottimizzata al valore di 0,61. L'ottimizzazione della soglia ha permesso di ottenere un miglioramento della statistica Kappa calcolata sul *test set*, che è aumentata al valore di 0,637, ed ha quindi dimostrato avere effetti positivi sull'accuratezza complessiva del modello. L'analisi dell'AUC ha ampiamente confermato i risultati derivati dalla statistica Kappa mostrando valori elevati sia per il *training set* (0,988) che per il *test set* (0,875). La valutazione dell'importanza delle variabili ha evidenziato che la pendenza della fascia costiera e la tipologia del substrato sono i predittori che influenzano maggiormente l'accuratezza della classificazione della RF. Questi fattori possono entrambi essere visti come espressione della geomorfologia costiera. Guardando alla misura basata sulle permutazioni, variabili legate alle pressioni antropiche potenziali, quali la distanza dai porti e l'urbanizzazione, sono emerse tra le più importanti, seguite da fattori legati invece a pressioni naturali, come la distanza dalla foce dei fiumi e l'intensità massima del vento. La misura basata sull'indice di Gini ha fatto emergere la rilevanza di alcune variabili di natura fisico-chimica, come la concentrazione di nitrato e il coefficiente di attenuazione dell'irradianza, che possono essere interpretate come indicatori dell'arricchimento in nutrienti dell'acqua e dei livelli di torbidità ed eutrofizzazione. Durante la fase di validazione del modello, è stata testata l'accuratezza delle predizioni della RF su 9 aree spazialmente indipendenti del Mediterraneo, in cui il dato osservato disponibile era di sola presenza di *Cystoseira*. Di queste, solo le regioni orientali del Mediterraneo e quelle settentrionali del Mar Adriatico sono state identificate come non ovunque idonee per la presenza di *Cystoseira*, con *output* inferiori alla soglia ottimale e concentrati tra 0,3 e 0,6. Infine, lo sviluppo del modello ha permesso di costruire la mappa predittiva della presenza delle specie di *Cystoseira* per tutte quelle aree in cui non c'era disponibilità di dati. Seguendo l'*output* del modello sviluppato è stato quindi possibile individuare le aree più o meno idonee per la presenza delle foreste macroalgali del genere studiato.

Conclusioni - Il dataset costruito sui dati di occorrenza delle specie appartenenti al genere *Cystoseira* nel Mar Mediterraneo ha rivelato l'esistenza di lacune nella conoscenza dell'attuale distribuzione delle foreste, soprattutto per quanto riguarda le aree orientali e meridionali del bacino, dove studi sistematici risultano essere ancora insufficienti. Questo problema ha condizionato una corretta rappresentazione spaziale, limitando la comprensione della reale distribuzione delle diverse specie. Nonostante ciò, grazie alla raccolta di tutti i dati disponibili, è stato prodotto il primo dataset completo del genere *Cystoseira*, che ha permesso l'approfondimento delle conoscenze attuali attraverso lo sviluppo di un modello di *Habitat Suitability* caratterizzato da un alto livello di accuratezza. La tecnica di *Machine Learning* utilizzata ha consentito di evidenziare le variabili predittive che, sulla base delle misure di importanza prese in considerazione, condizionano fortemente la distribuzione delle foreste. Tra le più rilevanti in questo senso, compaiono variabili collegate alla geomorfologia costiera, in accordo con le specifiche condizioni richieste per la crescita delle diverse specie. Questi fattori sono seguiti poi da quelli direttamente o indirettamente collegati a pressioni di origine antropica, fattori il cui controllo, quindi, dovrebbe essere reso prioritario negli sforzi di conservazione. I risultati hanno identificato ampie aree non idonee alla presenza di *Cystoseira*. Queste aree possono essere interpretate come potenzialmente a rischio di regressione in quanto il modello è guidato da una serie

di fattori di stress presenti nell'area stessa (*e.g.* la prossimità di foci fluviali o di porti). Queste previsioni possono guidare, se pure con cautela, specifici interventi gestionali tenendo però in considerazione possibili errori di classificazione del modello là dove i dati disponibili risultano essere insufficienti. Testare il modello in situazioni spaziali differenti significa infatti definire il *range* di applicazioni per le quali le predizioni del modello sono idonee. In conclusione, sulla base dell'*output* del modello sviluppato, è stato possibile realizzare la mappa della distribuzione predetta delle foreste di *Cystoseira* per tutto il bacino del Mediterraneo per supportare la costituzione di piani di monitoraggio, conservazione e restauro dedicati alle specie studiate. Migliorare il modello, con un maggior numero di dati di occorrenza a livello di singole specie ed una più alta risoluzione dei *layer* rappresentanti le variabili predittive, costituisce il punto di partenza per risultati più accurati e una comprensione più profonda dei fattori che influenzano la distribuzione delle foreste di *Cystoseira* nel Mar Mediterraneo.

Bibliografia

BENEDETTI-CECCHI L., TAMBURELLO L., MAGGI E., BULLERI F. (2015) - Experimental perturbation modify the performance of early warning indicators of regime shift. *Curr. Biol.*, **25** (14): 1867-1872.

BREIMAN L. (2001) - Random Forests. *Mach. Learn.*, **45** (1): 5-32.

CHEMINÉE A., SALA E., PASTOR J., BODILIS P., THIRIET P., MANGIALAJO L., COTTALORDA J.-M., FRANCOUR P. (2013) - Nursery value of *Cystoseira* forests for Mediterranean rocky reef fishes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **442**: 70-79.

FRASCHETTI S., BIANCHI C.N., TERLIZZI A., FANELLI G., MORRI C., BOERO F. (2001) - Spatial variability and human disturbance in shallow subtidal hard substrate assemblages: a regional approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **212**: 1-12.

GIANNI F., BARTOLINI F., AIROLDI L., BALLESTEROS E., FRANCOUR P., GUIDETTI P., MEINESZ A., THIBAUT T., MANGIALAJO L. (2013) - Conservation and restoration of marine forests in the Mediterranean Sea and the potential role of Marine Protected Areas. *Adv. Oceanogr. Limnol.*, **4** (2): 83-101.

GUARNIERI G., BEVILACQUA S., VIGNES F., FRASCHETTI S. (2014) - Grazer removal and nutrient enrichment as recovery enhancers for overexploited rocky subtidal habitats. *Oecologia*, **175** (3): 959-970.

PIAZZI L., BONAVIRI C., CASTELLI A., CECCHERELLI G., COSTA G., CURINI-GALLETTI M. ET AL. (2018) - Biodiversity in canopy-forming algae: structure and spatial variability of the Mediterranean *Cystoseira* assemblages. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **207**: 132-141.

STRAIN E.M.A., THOMSON R.J., MICHELI F., MANCUSO F.P., AIROLDI L. (2014) - Identifying the interacting roles of stressors in driving the global loss of canopy-forming to mat-forming algae in marine ecosystems. *Glob. Change Biol.*, **20** (11): 3300-3312.

THIBAUT T., BLANFUNÉ A., BOUDOURESQUE C.F., VERLAQUE M. (2015) - Decline and local extinction of Fucales in the French Riviera: the harbinger of future extinctions? *Mediterr. Mar. Sci.*, **16** (1): 206-224.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 164-167

P.P. Franzese, E. Buonocore, G.F. Russo

Dipartimento di Scienze e Tecnologie, Università di Napoli "Parthenope",
Centro Direzionale, Isola C4 - 80143 Napoli, Italia.
pierpaolo.franzese@uniparthenope.it

LA VALUTAZIONE ECOLOGICA DEGLI STOCK DI CAPITALE NATURALE NELLE AREE MARINE PROTETTE

ECOLOGICAL ASSESSMENT OF NATURAL CAPITAL STOCKS IN MARINE PROTECTED AREAS

Abstract - *In this paper, the emergy and eco-exergy methods were used to account for the natural capital value of a Mediterranean marine protected area located in southern Italy. The assessment focused on four main benthic habitats. The sciaphilic hard bottom showed the highest emergy value, confirming the high convergence of input resource flows in the formation of this habitat. Instead,* Posidonia oceanica *seagrass bed showed the highest value of eco-exergy density due to the high biomass and information content of this species. The integration between emergy and eco-exergy methods resulted in a useful approach to account for different nature values based on an ecological perspective.*

Key-words: *natural capital stocks, marine protected areas, emergy, eco-exergy.*

Introduzione - I modelli di sviluppo delle società umane, basati sull'utilizzo di ingenti flussi di materia ed energia, non considerano adeguatamente la disponibilità limitata delle risorse naturali e le dinamiche degli ecosistemi naturali, causando perdita di biodiversità e degrado degli *stock* di capitale naturale (Cardinale *et al*., 2012; Buonocore *et al*., 2018). Negli ultimi anni è cresciuta la consapevolezza dell'importanza della valutazione ecologica degli *stock* di capitale naturale e dei numerosi benefici per l'uomo in termini di funzioni e servizi ecosistemici (Pauna *et al*., 2018). Tali valutazioni, peraltro, rappresentano la base per l'implementazione di analisi economiche maggiormente accurate. La contabilità ambientale rappresenta un importante strumento per la valutazione del capitale naturale e dei servizi ecosistemici nelle aree marine protette (AMP) (Franzese *et al*., 2015). La stima del valore ecologico ed economico degli *stock* di capitale naturale e dei flussi di servizi ecosistemici è fondamentale per accrescere la consapevolezza del valore degli ecosistemi e promuovere forme di gestione in grado di soddisfare gli obiettivi di conservazione. La valutazione emergetica (Odum, 1995) è una metodologia di contabilità ambientale in grado di fornire una misura di valore del capitale naturale contabilizzando il suo costo di produzione in termini di flussi di materia ed energia investiti per supportare la sua generazione. La valutazione eco-exergetica (Jørgensen e Mejer, 1979) fornisce una misura del livello di organizzazione di un ecosistema, valutando il valore del capitale naturale attraverso il contenuto di energia chimica e informazione accumulati nella biomassa degli organismi viventi. Le AMP costituiscono un importante strumento per mitigare gli impatti antropici sugli ecosistemi costieri, conservare la biodiversità degli ecosistemi marini e, al tempo stesso, promuovere l'uso sostenibile delle risorse marine (Gaines *et al*., 2010). Il progetto nazionale "Contabilità Ambientale per le Aree Marine Protette Italiane", finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM), prevede la valutazione degli *stock* di capitale naturale e dei flussi di servizi ecosistemici per tutte le 29 AMP italiane (Franzese *et al*., 2017; Picone *et al*., 2017; Buonocore *et al*., 2019; www.minambiente.it/pagina/capitale-naturale). Nell'ambito di questo progetto, questo studio ha l'obiettivo di integrare la contabilità emergetica ed eco-exergetica per la valutazione del capitale naturale dell'AMP di Santa Maria di Castellabate.

Materiali e metodi - Santa Maria di Castellabate (SMC) è un'AMP localizzata lungo la costa del Parco Nazionale del Cilento, Vallo di Diano e Alburni (Regione Campania, Sud Italia). L'AMP ha un'estensione di 7.095 ettari. La valutazione degli *stock* di capitale naturale è stata basata sull'identificazione delle principali biocenosi incluse nell'AMP a partire dalla mappa bionomica (Fig. 1).

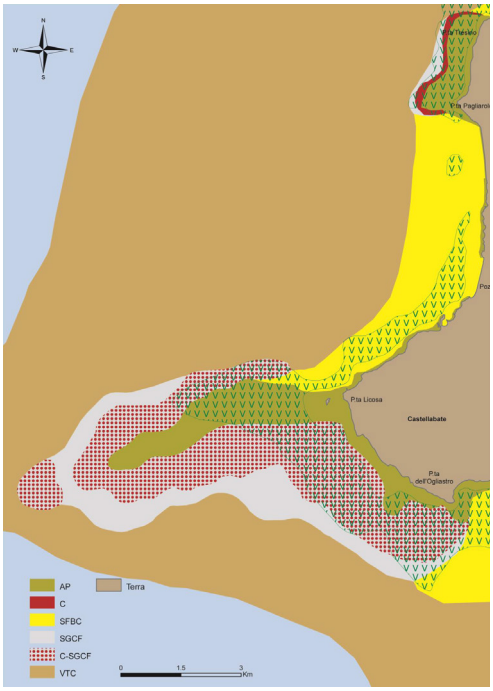


Fig. 1 - Mappa bionomica dell'AMP Santa Maria di Castellabate.
Bionomic map of Santa Maria di Castellabate MPA.

In particolare, tutte le biocenosi sono state raggruppate in 4 principali biocenosi: 1) fondo duro sciafilo (SHB), 2) fondo duro fotofilo (PHB), 3) *Posidonia oceanica* (PSB), 4) fondo molle (SB). Le biomasse dei principali gruppi tassonomici sono state quantificate mediante campionamenti *ad hoc* per la raccolta di dati sulle comunità macrobentoniche. A partire dalla matrice delle biomasse, sono stati contabilizzati i flussi di nutrienti (*i.e.*, C, N, P) e i flussi naturali (*e.g.*, radiazione solare, pioggia, vento) che hanno supportato la formazione degli *stock* autotrofi ed eterotrofi nelle diverse biocenosi. Successivamente, tali flussi sono stati convertiti in unità di emergia (sej) (Odum, 1995) e sommati per valutare l'emergia totale investita per la generazione del capitale naturale nelle singole biocenosi dell'AMP. Inoltre, a partire dalla matrice delle biomasse campionate, è stata sviluppata anche la valutazione eco-exergetica per gli stessi habitat. Il valore eco-exergetico (espresso in kJ) degli organismi appartenenti ai diversi gruppi tassonomici nelle biocenosi dell'AMP è stato calcolato utilizzando la seguente formula:

$$\text{Eco-exergia} = ß \times B \times f$$

dove ß è un fattore che esprime il contenuto di informazione genetica di un dato organismo, B è la biomassa dell'organismo ed f esprime il contenuto energetico per unità di biomassa. Il valore eco-exergetico totale del capitale naturale in ciascuna biocenosi è stato ottenuto sommando i valori eco-exergetici di tutti gli organismi in essa inclusi.

Risultati - La Tab. 1 mostra il valore emergetico degli *stock* di capitale naturale nelle principali biocenosi dell'AMP investigata. Il valore degli *stock* di capitale naturale varia tra $1{,}97 \cdot 10^{11}$ sej m^{-2} (per la biocenosi SB) e $2{,}06 \cdot 10^{12}$ sej m^{-2} (per la biocenosi SHB). L'elevato costo ambientale calcolato per la biocenosi coralligena, dovuto alla notevole convergenza di input naturali investiti per la sua formazione, conferma l'importanza di questa biocenosi nel sistema ecologico dell'AMP. Il coralligeno presenta un'eccezionale ricchezza specifica e una notevole varietà di forme biologiche e di *stock* che meritano attenzione e considerazione all'interno delle politiche di conservazione della biodiversità e di gestione del patrimonio biologico marino.

Tab. 1 - Valore emergetico del capitale naturale nell'AMP Santa Maria di Castellabate.
Emergy value of natural capital in Santa Maria di Castellabate MPA.

INPUT	Emergia (sej)			
	SHB	PHB	SB	PSB
Radiazione solare	3,46E+16	9,09E+15	4,27E+16	8,89E+16
Pioggia	1,40E+18	3,66E+17	1,72E+18	3,58E+18
Vento	1,55E+17	4,07E+16	1,91E+17	3,98E+17
Calore geotermico	3,23E+17	8,48E+16	3,98E+17	8,30E+17
Maree	1,72E+17	4,52E+16	2,12E+17	4,42E+17
Correnti	9,98E+14	2,62E+14	1,23E+15	2,56E+15
Runoff	1,38E+18	3,62E+17	1,70E+18	3,54E+18
C	4,47E+17	1,15E+17	2,31E+17	1,15E+18
N	5,52E+18	1,42E+18	2,86E+18	1,42E+19
P	3,05E+18	7,83E+17	1,58E+18	7,87E+18
Emergia totale (sej)	**8,79E+18**	**2,28E+18**	**6,89E+18**	**2,26E+19**
Densità emergetica (sej m^{-2})	**2,06E+12**	**1,54E+12**	**1,97E+11**	**7,92E+11**

La Tab. 2 mostra invece il valore eco-exergetico degli *stock* di capitale naturale dell'AMP.

Tab. 2 - Valore eco-exergetico del capitale naturale nell'AMP Santa Maria di Castellabate.
Eco-Exergy value of natural capital in Santa Maria di Castellabate MPA.

	Eco-exergia (kJ m^{-2})			
Gruppi	**SHB**	**PHB**	**SB**	**PSB**
Alghe	1,17E+04	1,19E+04	1,00E-01	2,83E+02
Epifiti	0,00E+00	6,72E+03	0,00E+00	1,08E+03
Microfitobenthos	2,07E+04	2,07E+04	2,07E+04	2,07E+04
Fitoplancton	5,65E+02	5,65E+02	5,65E+02	5,65E+02
Posidonia	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,49E+06
Anellidi	9,14E+02	1,27E+03	2,26E+00	5,06E+01
Ascidie	4,06E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Briozoi	4,41E+02	0,00E+00	0,00E+00	1,24E+02
Crostacei	6,87E+02	1,05E+03	1,19E+02	3,65E+02
Poriferi	6,72E+00	2,47E+03	9,53E-01	0,00E+00
Echinodermi	3,14E+00	3,86E+01	0,00E+00	1,00E+01
Pesci	1,95E+05	1,40E+05	8,79E+03	4,08E+04
Molluschi	6,85E+02	6,21E+03	6,28E+02	2,02E+03
Sipunculidi	9,03E+01	1,48E+03	1,37E+00	0,00E+00
Eco-exergia totale (kJ m^{-2})	**2,31E+05**	**1,92E+05**	**3,08E+04**	**3,56E+06**

Il valore del capitale naturale varia tra $3{,}08 \cdot 10^{04}$ kJ m^{-2} (per la biocenosi SB) e $3{,}56 \cdot 10^{06}$ kJ m^{-2} (per la biocenosi PSB). Il valore eco-exergetico calcolato per la *Posidonia* è dovuto all'elevata quantità di biomassa depositata e l'elevato valore ß di questa specie che riflette la sua complessa storia evolutiva.

Conclusioni - Questo studio rappresenta una delle prime applicazioni per l'integrazione della valutazione emergetica ed eco-exergetica in ambito marino-costiero. I risultati di queste metodiche ecologiche di contabilità ambientale possono supportare i manager locali e i decisori politici con informazioni che sono complementari rispetto ai più tradizionali monitoraggi ambientali ed analisi economiche.

Bibliografia

BUONOCORE E., PICONE F., DONNARUMMA L., RUSSO G.F., FRANZESE P.P. (2019) - Modeling matter and energy flows in marine ecosystems using emergy and eco-exergy methods to account for natural capital value. *Ecol. Model.*, **392**: 137-146.

BUONOCORE E., PICONE F., RUSSO G.F., FRANZESE P.P. (2018) - The scientific research on natural capital: a bibliometric network analysis. *J. Environ. Account. Manag.*, **6** (4): 381-391.

CARDINALE B.J., DUFFY J.E., GONZALEZ A., HOOPER D.U., PERRINGS C., VENAIL P. ET AL. (2012) - Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, **486**: 59-67.

FRANZESE P.P., BUONOCORE E., DONNARUMMA L., RUSSO G.F. (2017) - Natural capital accounting in marine protected areas: the case of the Islands of Ventotene and S. Stefano (Central Italy). *Ecol. Model.*, **360**: 290-299.

FRANZESE P.P., BUONOCORE E., PAOLI C., MASSA F., DONATI S., FANCIULLI G. ET AL. (2015) - Environmental accounting in marine protected areas: the EAMPA project. *J. Environ. Account. Manag.*, **3** (4): 323-331.

GAINES S.D., WHITE C., CARR M.H., PALUMBI S.R. (2010) - Designing marine reserve networks for both conservation and fisheries management. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **107** (43): 18286-18293.

JØRGENSEN S.E., MEJER H. (1979) - A holistic approach to ecological modelling. *Ecol. Model.*, **7** (3): 169-189.

ODUM H.T. (1995) - *Environmental accounting. EMERGY and environmental decision making.* John Wiley & Sons, New York: 384 pp.

PAUNA V.H., PICONE F., LE GUYADER G., BUONOCORE E., FRANZESE P.P. (2018) - The scientific research on ecosystem services: a bibliometric analysis. *Ecol. Questions*, **29** (3): 53-62.

PICONE F., BUONOCORE E., D'AGOSTARO R., DONATI S., CHEMELLO R., FRANZESE P.P. (2017) - Integrating natural capital assessment and marine spatial planning: a case study in the Mediterranean Sea. *Ecol. Model.*, **361**: 1-13.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 168-171

V. Pitacco, M. Mistri, L. Lipej*

Dipartimento di Scienze Chimiche e Farmaceutiche, Università di Ferrara,
Via Fossato di Mortara, 17 - 44121 Ferrara, Italia.
valentina.pitacco@nib.si
*Marine Biology Station, National Institute of Biology, Fornače, 61 - 6630 Piran, Slovenia.

RICCHEZZA DELLA COMUNITÀ BENTONICA ASSOCIATA AI 'BEDS' DI MADREPORA A CUSCINO (*CLADOCORA CAESPITOSA*) NEL GOLFO DI TRIESTE (NORD ADRIATICO)

*RICHNESS OF BENTHIC COMMUNITY ASSOCIATED WITH BEDS OF MEDITERRANEAN STONY CORAL (*CLADOCORA CAESPITOSA*) IN THE GULF OF TRIESTE (NORTHERN ADRIATIC)*

Abstract - *Benthic diversity associated with beds of* Cladocora caespitosa*, a stony coral endemic in the Mediterranean Sea, was investigated with different sampling techniques, at three different levels: 1) "microscale" level, focused on macroinvertebrates within colonies, scale of square centimetres; 2) "mesoscale" level, focused on epibenthic invertebrates living among colonies, scale of square meters; 3) "macroscale" level, focused on ichthyofauna associated with beds, scale of tens of square meters. The aim was threefold: (i) to quantify associated diversity in terms of species richness; (ii) to test the efficiency of colony size or coverage as predictor of associated species richness; (iii) to use models based on Species-Area Relationship (SAR) for the estimation of species richness. At the "microscale" level most of taxa richness was recorded, and the number of associated invertebrate taxa increases with* C. caespitosa *colony size (covered surface), confirming colony size as a good predictor of taxa richness, and the Arrhenius model based on colony size was used as prediction model. For the "mesoscale" and "macroscale" levels, richness of epibenthic invertebrates and fish were not directly related with colony density, nor colony coverage, and frequency-based estimates based on sampled area were used for richness estimates. Our results showed that the relation between colonies of* C. caespitosa *and the richness of fauna associated to* C. caespitosa *beds, varies according to the investigation level, with the strongest relation detected at the microscale level.*

Key-words: Cladocora caespitosa*, habitat builder species, macrobenthic invertebrates, benthic ichthyofauna, Adriatic Sea.*

Introduzione - La madrepora a cuscino *Cladocora caespitosa* (Linnaeus, 1767) è una madrepora coloniale endemica del Mediterraneo, molto simile dal punto di vista fisiologico e morfologico ai coralli che formano le barriere tropicali. Per queste sue caratteristiche diversi autori la indicano come un importante biocostruttore (Zibrowius, 1980; Peirano *et al*., 1994). Nonostante i pochi lavori successivi abbiano confermato questa teoria (Schiller, 1993a,b; Koukouras *et al*., 1998; Pitacco *et al*., 2017), le informazioni tuttora a disposizione sono estremamente frammentarie, e prendono in considerazione solo alcuni gruppi di invertebrati, con un grosso *gap* per quanto riguarda la relazione tra *C. caespitosa* e l'ittiofauna bentonica. La popolazione di *C. caespitosa* è attualmente in declino, minacciata dall'impatto antropico, in modo particolare dai cambiamenti climatici (Rodolfo-Metalpa *et al*., 2005; Kersting *et al*., 2013), e la perdita di questa specie potrebbe avere un forte impatto negativo sulla comunità bentonica in generale. In questo lavoro vengono analizzati alcuni *beds* di *C. caespitosa*, cioè aree in cui numerose colonie vivono più o meno vicine le une alle altre (Schiller, 1993a,b), presenti nel Golfo di Trieste. Questo habitat viene studiato su tre livelli, considerando tre diversi aspetti della comunità bentonica: 1) "microscala", invertebrati strettamente associati alle colonie di *C. caespitosa*, scala di centimetri quadrati; 2) "mesoscala", invertebrati epibentonici che vivono tra le colonie, scala di metri quadrati; 3) "macroscala", ittiofauna associata ai *beds*, scala di decine di metri quadrati. Lo scopo del lavoro consiste in: (i) quantificare la biodiversità associata a

C. caespitosa in termini di ricchezza specifica; (ii) testare l'utilizzo della dimensione della colonia (in termini di superfice coperta) come *predictor* della ricchezza specifica associata; (iii) utilizzare modelli basati sulla Relazione Specie-Area (SAR) per la stima della ricchezza della fauna associata.

Materiali e metodi - Cinque stazioni che ospitano *beds* di *C. caespitosa* nel Golfo di Trieste (Nord Adriatico), sono state campionate in immersione tra i 4 m e i 9 m di profondità, dal 2012 al 2015. Le stazioni analizzate si possono considerare delle zone di transizione tra associazioni algali fotofile e associazioni algali sciafile (precoralligeno, *sensu* Pérès e Picard, 1964). Le procedure sono state scelte in modo da limitare il più possibile l'impatto sulla comunità bentonica locale. Tecniche tradizionali sono state abbinate a metodi non-distruttivi, in base alle peculiarità di ciascun livello analizzato. A livello di "microscala" le singole colonie di *C. caespitosa*, raccolte e analizzate in laboratorio con metodi tradizionali, costituiscono le unità di campionamento. Cinque colonie di diverse dimensioni, con percentuale di polipi vivi superiore al 50%, sono state raccolte per stazione. Il diametro maggiore (D1) e minore (D2) di ciascuna colonia è stato misurato e l'area coperta da ciascuna colonia (A) è stata calcolata con la formula dell'area di una ellisse [A=(D1/2) (D2/2) π; Schiller, 1993a,b] e scelta come stima della dimensione della colonia. Quindi le colonie sono state aperte e pulite, usando un setaccio di 0,5 mm, e gli organismi estratti conservati in etanolo al 70%. Gli organismi sono stati contati e determinati, con l'uso combinato di microscopio e stereomicroscopio. A livello di "mesoscala" sono stati analizzati gli invertebrati epibentonici che vivono tra le colonie nei *beds*. I dati sono stati raccolti *in situ*, contando e determinando gli organismi osservati all'interno di quadrati di metallo di egual dimensione (1×1 m), posti in aree con minimo due colonie per quadrato. Un totale di 45 quadrati sono stati analizzati e fotografati. La densità di *C. caespitosa*, e le dimensioni delle colonie sono state misurate in laboratorio analizzando le foto. L'area coperta (A) è stata calcolata con la stessa formula usata per la "microscala", e la copertura totale determinata sommando le aree di ciascuna colonia del quadrato. Per testare se lo sforzo di campionamento era appropriato 100 quadrati aggiuntivi sono stati fotografati e la fauna determinata successivamente analizzando le foto. A livello di "macroscala" è stata analizzata l'ittiofauna bentonica associata ai 'beds' di *C. caespitosa*. I dati sono stati raccolti *in situ* con la tecnica non-distruttiva del transetto (Harmelin, 1987). Transetti orizzontali da 30 a 50 m di lunghezza sono stati posti sul fondo in modo da mantenere la profondità costante e l'habitat il più possibile omogeneo. In totale 51 transetti sono stati analizzati, nuotando a velocità costante. I pesci e le colonie di *C. caespitosa* sono stati determinati e contati in una fascia di 2 m (1 m a sinistra e 1 m a destra del transetto). A livello di "microscala" la ricchezza associata alla colonia di maggiori dimensioni osservata nell'area di studio (D1=68 cm; Zunino *et al*., 2018), è stata stimata utilizzando il modello di Arrhenius (regressione lineare sui dati trasformati con logaritmo; Arrhenius, 1921). A livello di "meso-" e "macroscala" la ricchezza dell'area di studio è stata stimata con metodi che si basano sulla frequenza delle specie, in particolare sono state utilizzate le seguenti funzioni: "Chao 2" (bias-corrected), "Jackknife" (primo ordine), e "Bootstrap" (Colwell e Coddington, 1994).

Risultati - Le curve cumulative indicano che lo sforzo di campionamento era sufficiente per ottenere una stima rappresentativa dell'area di studio ai tre diversi livelli. A livello di "microscala" sono stati determinati 222 taxa: 95 policheti, 64 molluschi, 43 crostacei, 5 tunicati, 5 briozoi, 3 spugne, 4 echinodermi, 1 cnidario e 1 sipunculide. I policheti erano i più abbondanti (46%), seguiti dai molluschi (26%) e dai crostacei (18%). La ricchezza totale (S) aumenta con l'aumentare delle dimensioni

della colonia (A) (r_s=0,813; p<0,05), e questa relazione si ripropone in ciascuna stazione e profondità considerata separatamente. La stessa relazione si osserva considerando solo i molluschi (r_s=0,622; p<0,05), i policheti (r_s=0,711; p<0,05) e i crostacei (r_s=0,519; p<0,05). Stime basate sul modello di Arrhenius, indicano che la colonia di maggiori dimensioni osservata nell'area di studio (D1=68 cm), ospiterebbe 130 taxa (95% IC: 105-162), tra i quali 39 taxa di molluschi (95% IC: 29-53) e 61 taxa di policheti (95% IC: 43-85). A livello di "mesoscala" sono stati determinati 61 taxa: 23 molluschi, 11 spugne, 4 echinodermi, 4 cnidari, 3 policheti, 3 crostacei, 3 tunicati, 2 briozoi. I molluschi erano i più diversificati (47%) e abbondanti (79%), seguiti dalle spugne (19% di taxa e 16% di abbondanza). A questo livello non è stata osservata alcuna relazione significativa tra il numero di specie osservato e la densità (p>0,05), o la copertura totale delle colonie (p>0,05). Con le tecniche di estrapolazione basate sulla frequenza il numero totale di taxa per l'area studiata viene stimato tra 64 e 71. Attraverso l'analisi delle fotografie sono state determinate 3 specie aggiuntive, ma le stime basate solo sulle foto sottostimano la ricchezza totale, con valori da 56 a 62. A livello di "macroscala" sono stati osservati 25 specie di pesci. La ricchezza specifica dell'ittiofauna non mostra alcuna correlazione significativa con la densità delle colonie (p>0,05). L'abbondanza di alcune specie invece risulta correlata con la densità delle colonie, in particolare *Gobius cruentatus* Gmelin, 1789 (r_s=0,552, p<0,05), *Symphodus cinereus* (Bonnaterre, 1788) (r_s=0,458, p<0,05), and *Parablennius rouxi* (Cocco, 1833) (r_s=0,264, p=0,05). Con le tecniche di estrapolazione basate sulla frequenza e la superficie campionata, il numero totale di specie viene stimato tra 26 e 30.

Conclusioni - In totale sono stati determinati circa 300 taxa, che costituiscono circa 1/7 delle 2000 specie note per l'area studiata (Turk e Lipej, 2002). Circa l'80% delle specie determinate sono state trovate a livello di "microscala", che costituisce la parte più lunga e impattante del lavoro. I risultati mostrano come la relazione tra *C. caespitosa* e la ricchezza della fauna associata varia in base al suo grado di associazione con il gruppo tassonomico analizzato. Tale relazione, infatti, risulta forte solo a livello di "microscala", mentre non risulta significativa a livello di "meso-" e "macroscala". A livello di "microscala" il numero di invertebrati strettamente associati a *C. caespitosa* aumenta con le dimensioni delle colonie (A), seguendo il modello di Arrhenius (1921). Relazioni positive tra la dimensione della colonia e la ricchezza della fauna associata è stata osservata anche da altri autori sia per coralli temperati che tropicali (Koukouras *et al*., 1998; Garcia *et al*., 2008). La dimensione della colonia risulta quindi un buon parametro per la stima della ricchezza della fauna strettamente associata, anche se ulteriori ricerche in altre parti del Mediterraneo sono necessarie per generalizzarne l'efficacia. A livello di "mesoscala", e di "macroscala" la ricchezza di invertebrati epibentonici non risulta direttamente correlata con la densità, o la copertura di colonie di *C. caespitosa*, che quindi - a questi livelli - non risultano dei buoni parametri per stimare la ricchezza specifica. Ciò può essere dovuto al fatto che *C. caespitosa*, pur abbondante, non risulta dominante nell'area studiata, come si osserva invece in altre zone del Mediterraneo (ad esempio nei banchi di Mljet, Kružić e Benković, 2008). Le stime ottenute con il presente lavoro possono aiutarci a stimare la potenziale perdita di diversità che si avrebbe in seguito alla scomparsa di questi habitat.

Bibliografia

ARRHENIUS O. (1921) - Species and area. *J. Ecol.*, **9** (1): 95-99.

COLWELL R.K., CODDINGTON J.A. (1994) - Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, **345** (1311), doi: 10.1098/rstb.1994.0091.

HARMELIN J.-G. (1987) - Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc national de Port-Cros, France). *Mar. Ecol.*, **8** (3): 263-284.

KERSTING D.K., BENSOUSSAN N., LINARES C. (2013) - Long-term responses of the endemic reef-builder *Cladocora caespitosa* to Mediterranean warming. *PLoS ONE*, **8** (8): e70820.

KOUKOURAS A., KÜHLMANN D., VOULTSIADOU E., VAFIDIS D., DOUNAS C., CHINTIROGLOU C., KOUTSOUBAS D. (1998) - The macrofaunal assemblage associated with the scleractinian coral *Cladocora caespitosa* (L.) in the Aegean Sea. *Ann. Inst. océanogr. Paris*, **74** (2): 97-114.

KRUŽIĆ P., BENKOVIĆ L. (2008) - Bioconstructional features of the coral *Cladocora caespitosa* (Anthozoa, Scleractinia) in the Adriatic Sea (Croatia). *Mar. Ecol.*, **29** (1): 125-139.

GARCIA T.M., MATTHEWS-CASCON H., FRANKLIN-JUNIOR W. (2008) - Macrofauna associated with branching fire coral *Millepora alcicornis* (Cnidaria: Hydrozoa). *Thalassas*, **24** (1): 11-19.

PEIRANO A., MORRI C., MASTRONUZZI G., BIANCHI C.N. (1994) - The coral *Cladocora caespitosa* (Anthozoa, Scleractinia) as a bioherm builder in the Mediterranean Sea. *Mem. Descr. Carta Geol. It.*, **52**: 59-74.

PÉRÈS J., PICARD J. (1964) - Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. St. mar. Endoume*, **31** (47): 1-137.

PITACCO V., CROCETTA F., ORLANDO-BONACA M., MAVRIČ B., LIPEJ L. (2017) - The Mediterranean stony coral *Cladocora caespitosa* (Linnaeus, 1767) as habitat provider for molluscs: colony size effect. *J. Sea Res.*, **129**: 1-11.

RODOLFO-METALPA R., BIANCHI C.N., PEIRANO A., MORRI C. (2005) - Tissue necrosis and mortality of the temperate coral *Cladocora caespitosa*. *Ital. J. Zool.*, **72** (4): 271-276.

SCHILLER C. (1993a) - Ecology of the symbiotic coral *Cladocora caespitosa* (L.) (Faviidae, Scleractinia) in the Bay of Piran (Adriatic Sea): I. Distribution and biometry. *Mar. Ecol.*, **14** (3): 205-219.

SCHILLER C. (1993b) - Ecology of the symbiotic coral *Cladocora caespitosa* (L.) (Faviidae, Scleractinia) in the Bay of Piran (Adriatic Sea): II. Energy Budget. *Mar. Ecol.*, **14** (3): 221-238.

TURK R., LIPEJ L. (2002) - The proposal of the checklist of endangered marine vertebrates and invertebrates on the basis of the old IUCN categories and the identification of the most common factors causing vulnerability. *Reports MBS*, **32**: 1-17.

ZIBROWIUS H. (1980) - Les scléractiniaires de la Méditerranée et de l'Atlantique nord-oriental. *Mem. Instit. Océanogr. Monaco*, **11**: 284 pp.

ZUNINO S., PITACCO V., MAVRIČ B., ORLANDO-BONACA M., KRUŽIĆ P., LIPEJ L. (2018) - The ecology of the Mediterranean stony coral *Cladocora caespitosa* (Linnaeus, 1767) in the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea): a 30-year long story. *Mar. Biol. Res.*, **14** (3): 307-320.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 172-175

L. Russo, B. Hay Mele, D. D'Alelio

Dipartimento di Ecologia Marina Integrata (EMI), Stazione Zoologica Anton Dohrn, Villa Comunale, 1 - 80121 Napoli, Italia.
domenico.dalelio@szn.it

INTERSEZIONI TRA ECOLOGIA ED ECONOMIA NEI SISTEMI MARINI. ANALISI SEMANTICHE PER ESPLORARNE LA COMPLESSITÀ

ECOLOGY-ECONOMY INTERSECTIONS IN MARINE SYSTEMS. TOPIC ANALYSES FOR EXPLORING THEIR COMPLEXITY

Abstract *- Topic analyses were performed over a large dataset of studies pertaining both marine ecology and economy to identify the most investigated fields and to map the relationships between them. Three main domains were identified, such as Management, Impacts and Conservation, with the first one being the most internally coherent. A significant segregation between Conservation and Management was detected.*

Key-words: *ecological-economics, marine ecosystems, natural resources, bibliometric analysis.*

Introduzione - Il mare è da tempi immemori fonte di risorse per gli esseri umani. Nell'epoca moderna, la stretta relazione tra sistemi naturali e sviluppo umano è stata formalizzata sul piano scientifico attraverso: i) il varo della cosiddetta *Economia ecologica* (Costanza, 1989) e ii) la definizione di *Servizi ecosistemici*, ovvero tutti quei benefici materiali e immateriali che le società umane derivano dallo sfruttamento dei sistemi naturali (Costanza *et al.*, 1997). Oggi il Pianeta Terra è considerato un sistema socio-ecologico nel quale la biosfera e le attività umane si integrano in un unico sistema complesso 'adattativo' (Folke *et al.*, 2016). In questo sistema, il mare rappresenta un ambiente dall'immenso potenziale per lo sviluppo economico ma la relazione tra ecosistemi marini e produzione di valore economico è ancora, sul piano scientifico, altamente sotto-esplorata. Diversi autori rilevano la necessità di adottare una visione sistemica negli studi socio-ecologici marini (Patterson e Glavovic, 2008), perseguendo studi di sostenibilità guidati da flussi di informazione tra i diversi ambiti economici ed ecologici. In questo studio, attraverso un'ampia revisione della letteratura, prendendo a riferimento un approccio già testato da Syed *et al.* (2018) per i settori della pesca, produciamo una visione d'insieme delle relazioni tra ecologia ed economia marine, individuiamo i settori dell'economia ecologica più investigati e, attraverso un approccio statistico di rete, produciamo una mappatura delle relazioni tra tali settori, identificando quelli più trasversali sul piano della ricerca scientifica e potenzialmente più integrati in un'ottica sistemica e socio-ecologica.

Materiali e metodi - La nostra ricerca è basata sull'esplorazione della banca dati *Web of Science* di *Institute for Scientific Information* (WOS/ISI) impostando le parole chiave *marine ecology* ed *economy* per il periodo 1991-2018. Una prima esplorazione ha dato come esito 1.064 pubblicazioni scientifiche, dalle quali sono state scartate quelle prive di *abstract* e codice DOI. Dopo un'ulteriore analisi qualitativa sulla pertinenza degli articoli con la ricerca in corso, è stato ottenuto un *dataset* finale che includeva 583 articoli, sul quale è stata eseguita un'analisi semantica utilizzando il pacchetto *textmineR* di R (R Development Core Team, 2008). Questa ha permesso di comparare le parole incluse nei titoli e negli *abstract*, al fine di derivare degli argomenti comuni, o *topic*, ciascuno dei quali veniva definito sulla base delle cinque parole più ricorrenti per articolo. Per ciascun *topic*, è stata stimata la frequenza all'interno del *dataset* e

il livello di associazione tra le parole caratteristiche che lo definivano. Infine, i *topic* sono stati aggregati statisticamente (con tecniche di analisi multivariata) in domini, o *fields*. Inoltre, diversi approcci di teoria delle reti sono stati applicati al *dataset* utilizzando le procedure analitiche incluse all'interno del pacchetto *textmineR* di R. Una matrice di distanza tra i *paper* è stata ricavata assegnando ai legami tra di essi un peso proporzionale alle parole in comune. Diversi indicatori di rete sono stati stimati, quali il grado di interconnessione di ciascun articolo e il numero di gruppi di articoli, o moduli, per i quali il livello di interconnessione intra-modulo era superiore a quello inter-moduli. I risultati delle analisi 'per *topic*' e 'per *paper*' sono stati comparati per sortire le relazioni tra i diversi settori ecologici-economici.

Risultati - L'analisi semantica (Fig. 1) ha evidenziato la presenza di 15 diversi *topic* corrispondenti ad altrettanti settori disciplinari, raggruppati in tre *fields*, che abbiamo denominato *Gestione*, *Impatti* e *Conservazione*, così ordinati per ordine di prevalenza nel *dataset*. Il dominio Gestione includeva i settori *Pesca (FI)*, *Acquacoltura (AQ)*, *Ambiente (ENV)*, *Aree marine protette (MPA)*, *Sviluppo sostenibile (SD)*, *Servizi ecosistemici (ES)* ed *Ecoturismo (ET)*. Conservazione includeva *Specie invasive (SI)*, *Specie ittiche (FS)*, *Cambiamento climatico (CC)* e *Barriere coralline (CR)*. Impatti includeva *Impatti locali (LI)*, *Ecofisiologia (EP)*, *Fioriture algali tossiche (HAB)* e *Cicli biogeochimici (BGC)*.

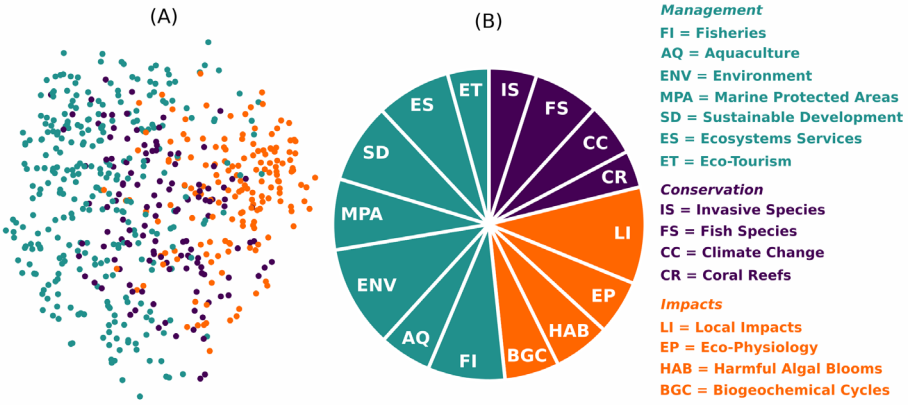


Fig. 1 - Ripartizione dei *paper* tra i *fields* principali in base ai *topic* risultanti dall'analisi semantica. La didascalia a destra indica la categorizzazione dei *paper*, i colori assegnati ai *fields* e le sigle che codificano i *topic*. *Fields* e *topics* derivano dall'analisi dei gruppi condotta sugli articoli (*cluster analysis*, non mostrata). (A) Aggregazione dei *paper* (punti) sulla base della distanza tra i *topic* in essi inclusi (*non-Metric Multidimensional Scaling* - nMDS); (B) Rappresentazione dei *topic* nel *dataset*.

Distribution of analysed papers among the main fields based on topic model analyses. Description on the right side indicates papers' categorization, fields' colours and topics' abbreviations. Fields and topics have been defined based on cluster analysis carried out on the papers' dataset (not-shown). (A) non-Metric Multidimensional Scaling for analysed papers (dots in the graph) based on their topics' distance. (B) Quantitative representation of topics in the dataset.

Dall'analisi sulla matrice di distanza tra i *paper* emergeva una complessa architettura di rete, caratterizzata da una quindicina di moduli principali, organizzati in sotto-reti di articoli (Fig. 2). Tra queste, la rete più grande includeva 92 articoli per la quasi totalità pertinenti alla Gestione. In questa rete, la maggiore interazione è stata rilevata tra i settori ENV, MPA e FI (modulo verde in Fig. 2), connessi attraverso *paper* di respiro socio-ecologico (Voss *et al.*, 2014; McClenachan *et al.*,

2015; Himes-Cornell e Hoelting, 2015; Thornton e Hebert, 2015; rispettivamente, n° 165, 158, 157, 137 in Fig. 2) a i) studi su ES in ottica FS e ii) altri più legati alla conservazione, che intersecano MPA e FS (rispettivamente, moduli rosso e rosa, Fig. 2). I moduli più associati a SD (nodi azzurri e ocra, Fig. 2) sono legati a diverso livello a quelli inerenti ai settori ittici; tra i *paper* di integrazione tra diversi ambiti spiccano studi di *marine policy* a carattere nazionale (per esempio, Rogers *et al*., 2007). La seconda rete in ordine di prevalenza includeva *paper* relativi soprattutto a Impatti (moduli viola, arancio e grigio scuro, Fig. 2). In questa rete, la maggior interazione reciproca era tra *paper* su HAB, a loro volta legati da un flusso di informazione con quelli relativi a EP e SD. Queste ultime interazioni tra ambiti, sebbene deboli, erano stabilite da *paper* su *case-study* a carattere locale (come Hardison *et al*., 2013). Le due reti a minor prevalenza, con 12-13 articoli ciascuna, includevano, rispettivamente, Acquacoltura ed Ecoturismo, e risultavano totalmente isolate da tutti gli altri ambiti.

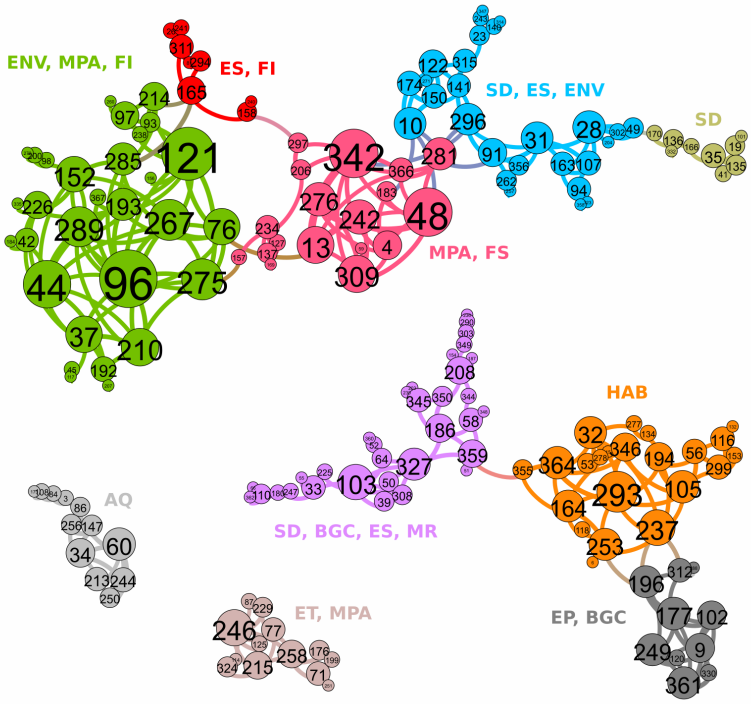


Fig. 2 - Flusso d'informazione tra i *paper* nel nostro *dataset*. I nodi delle reti sono i *paper*, i legami tra questi e il loro peso sono stabiliti sulla base alle parole, relative ai *topic*, che accomunano i *paper*. L'etichetta associata a ciascun nodo indica il codice del *paper* nel *dataset* (visionabile, su richiesta agli autori). Le dimensioni di nodo ed etichetta sono proporzionali al grado d'interconnessione del relativo *paper*. Nodi di colori diversi appartengono a diversi moduli, o comunità di nodi più connessi tra di loro che con nodi di altri moduli. I codici colorati vicino a ciascun modulo sono i *topic* in esso rappresentato, in ordine di prevalenza e seguendo le abbreviazioni indicate in Fig. 1.

Information flows among papers in our dataset. Network nodes are papers, links between them and their weights have been established based on words, relating to topics, shared by the papers. Node's label indicates paper code in our dataset (available upon request). Node's and label's dimensions are proportional to paper's interconnection degree. Nodes with different colours belong to distinct modules, or groups of nodes showing higher intra-group than inter-group connection. Coloured codes close to each module indicate topics included in it, ordered based on their prevalence in the module and following the abbreviations already specified in Fig. 1.

Conclusioni - Il nostro studio rileva statisticamente una limitata connotazione sistemica nella produzione scientifica ecologico-economica marina. I settori scientifici più trasversali e integrati sono quelli relativi alla gestione della pesca. Il grande isolamento tra questi e gli studi di impatti e conservazione indica che la rilevanza economica di questi ultimi ambiti è ampiamente sotto-considerata a livello gestionale. Sono rilevanti, sul piano ecologico, la segregazione tra i settori ittici e biogeochimici, e su quello economico, la segregazione tra ricerche su alghe tossiche e acquacoltura, rappresentando le prime una minaccia per le seconde. L'isolamento del turismo 'ecologico' dalla gestione delle aree marine protette e dallo sviluppo sostenibile è poi probabilmente prodotto dalla scarsa diffusione della *citizen science* in ambito marino. Infine, gli ambiti conservazionistici integrati in una prospettiva ecologico-economica risultano unicamente quelli inerenti alle specie ittiche, mentre risultano completamente isolati dagli ambiti di management gli studi relativi al cambiamento climatico.

Bibliografia

COSTANZA R. (1989) - What is ecological economics? *Ecol. Econ.*, **1**: 1-7.

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

FOLKE C., BIGGS R., NORSTRÖM A.V., REYERS B., ROCKSTRÖM J. (2016) - Social-ecological resilience and biosphere-based sustainability science. *Ecol. Soc.*, **21** (3): 41.

HARDISON D.R., SUNDA W.G., SHEA D., LITAKER R.W. (2013) - Increased toxicity of *Karenia brevis* during phosphate limited growth: ecological and evolutionary implications. *PLoS ONE*, **8** (3): e58545.

HIMES-CORNELL A., HOELTING K. (2015) - Resilience strategies in the face of short- and long-term change: out-migration and fisheries regulation in Alaskan fishing communities. *Ecol. Soc.*, **20** (2): 9.

McCLENACHAN L., LOVELL S., KEAVENEY C. (2015) - Social benefits of restoring historical ecosystems and fisheries: alewives in Maine. *Ecol. Soc.*, **20** (2): 31.

PATTERSON M., GLAVOVIC B. (EDS) (2008) - *Ecological Economics of the Oceans and Coasts*. Edward Elgar Publishing, Northampton, USA: 372 pp.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2008) - R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0.

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** (2): 128-144.

SYED S., BORIT M., SPRUIT M. (2018) - Narrow lenses for capturing the complexity of fisheries: a topic analysis of fisheries science from 1990 to 2016. *Fish Fish.*, **19** (4): 643-661.

THORNTON T.F., HEBERT J. (2015) - Neoliberal and neo-communal herring fisheries in Southeast Alaska: reframing sustainability in marine ecosystems. *Mar. Policy*, **61**: 366-375.

VOSS R., QUAAS M.F., SCHMIDT J.O., TAHVONEN O., LINDEGREN M., MÖLLMANN C. (2014) - Assessing social-ecological trade-offs to advance ecosystem-based fisheries management. *PLoS ONE*, **9** (9): e107811.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 176-179

J. Tempesti, A. Petrelli, J. Langeneck, D. Belcari[1], F. Rindi[2],
S. Menchelli[1], F. Maltagliati

Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Via Derna, 1 - 56126 Pisa, Italy.
jonathan.tempesti@phd.unipi.it
[1]Dipartimento di Civiltà e Forme del Sapere, Università di Pisa, Via Trieste, 40 - 56126 Pisa, Italy.
[2]Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università Politecnica delle Marche,
Via Brecce Bianche - 60131 Ancona, Italy.

MACROBENTHIC COMMUNITIES ASSOCIATED TO THE SHIP "MELANIA", WRECKED ON VADA SHOALS (TUSCANY, ITALY)

COMUNITÀ MACROBENTONICHE ASSOCIATE AL "MELANIA", IMBARCAZIONE AFFONDATA SULLE SECCHE DI VADA (TOSCANA, ITALIA)

Abstract - *Wrecks of modern ships are usually well preserved and can offer hard substrates different from surrounding bottoms which are suitable for the colonization of benthic communities. Current knowledge about the influence of shipwrecks on local biodiversity are scarce, especially in terms of structure of phyto- and zoobenthic communities. We compared macrobenthic communities from the external and internal parts of an infralittoral wreck present off the Tuscan coast and the nearby hard bottom. Remarkable variations were observed among the macrobenthic community composition in the three sampling conditions. Structural characteristics of the shipwreck influence macrobenthic communities, allowing the occurrence of species typical of deeper sciaphilic environments. Results of this study suggest shipwrecks may act as local "biodiversity enhancer".*

Key-words: *shipwreck, benthic communities, hard bottoms, Vada Shoals, Mediterranean Sea.*

Introduction - Ecology is the science that involves studies of interactions between living organisms and the surrounding environment (Krebs, 1994), while archaeology focuses on the knowledge of human past experiences (Renfrew and Bahn, 2006). Although the intersection between these two sciences contributed to create different scientific branches such as archaeobotany and zooarchaeology (Renfrew and Bahn, 2006), the study of shipwrecks by integrating ecological and archaeological aspects represents a challenging approach. From the marine biologist perspective, such studies offer the opportunity to assess the effects of the presence of wrecks on marine biodiversity, especially on benthic communities. The influence of shipwrecks on marine assemblages has been analyzed only by few studies, where biological communities have been investigated only by photographic record (Whitfield *et al.*, 2011; Kumar and Geetha, 2012; Meyer *et al.*, 2017) or following an ecotoxicological approach (Renzi *et al.*, 2017). First human civilizations evolved along the Mediterranean coasts and, since Neolithic, man pushed himself across its waters (Beltrame, 2012). For this reason, it is easy to imagine how many boats should have accumulated along Mediterranean seafloors. Ancient shipwrecks are usually preserved only in case of burial under soft sediments, which cover and protect the structure from hydrodynamism and biological diseases [*e.g. Teredo navalis* (Linnaeus, 1758)]. On hard bottoms, instead, the shipwreck is usually destroyed in few years, and few traces can remain only if the sea bed presents crevices that might protect parts of the shipwreck from the hydrodynamism. Modern shipwrecks preserve far better than ancient ones because their largest part consists of steel and other metals, which makes them easier to detect and study. The analysis of assemblages associated to ancient wood ship remains is hindered by the intrinsic value of the archaeological good and ensuing preserving issues, but also by the challenge to create its chronology. Ecological alterations caused by archaeological deposits contribute to structure new micro-habitats with different characteristics in comparison

of the surrounding environment. The effects of this new habitat heterogeneity on benthic biodiversity are still unknown, especially in terms of composition and dynamics of associated communities. For this purpose, the present work represents a preliminary insight on this issue, using a multidisciplinary approach that joins underwater archaeology research practices with experimental ecology.

Materials and methods - In this pilot study we selected the "Melania" shipwreck, launched in 1938 and sunken in February 1970 1.2 miles off Cecina harbour (Tuscany, Italy) (Mirto *et al.*, 2007). According to the fishfinder Garmin Echomap 52 DV used for sampling, the boat lies between 7.7 and 14 meters underwater and is surrounded by small rocky outcrops in a large meadow of *Posidonia oceanica* (L.) Delile, characteristic seaweed of Vada Shoals. The close location of the ancient Volterra harbour and the intense naval traffic since the Roman Ages account for the high number of shipwrecks retrieved in this area (Pasquinucci *et al.*, 2002). Macrofouling samples were collected by scuba diving during September 2018. Three different conditions were identified in the sampling location in function of substrate and light exposure: external and internal parts of the shipwreck (EXT and INT, respectively), and natural hard bottom in proximity of the shipwreck as a control (CTL). For each condition, two sites were identified, and three replicates were collected from each site scraping a 20×20 cm^2 quadrats. Samples were sieved with a 0.5 mm mesh and fixed in 70% ethanol. Benthic macrofauna and macroflora were identified at the lowest possible taxonomic level. Moreover, abundance of macrozoobenthic species were obtained and the percentage covers of macroalgal species were measured. The main diversity indexes, as well as statistical analyses were obtained using Primer-E v. 6 (Clarke and Gorley, 2006). Bray-Curtis similarity index was employed to perform cluster analysis and non-metric dimensional scaling (MDS) (Clarke and Gorley, 2006) on both datasets. The null hypothesis of no differences between different conditions was tested by analysis of similarities (ANOSIM; 9999 permutations).

Results - 226 macrobenthic species were identified in fouling communities of the shipwreck Melania. Among them, the most diverse group was polychaetes (69 species), followed by crustaceans (54), algae (40), molluscs (36), bryozoans (14), cnidarians (5), echinoderms (4), sponges (3) and foraminiferans (1). A total of 991 macrozoobenthic specimens were collected: the average abundance ranged between 7.6±5.5 in INT and 93.8±60.5 in EXT, while the intermediate value of 63.7±67.1 were found in CTL (Fig. 1a). The average number of macrozoobenthic species ranged between 33.0±15.6 in EXT and 5.8±4.5 in INT, while CTL showed an intermediate value (30.1±21.2) (Fig. 1a). Bryozoans represented the most abundant group in INT and CTL, while crustacean were the most abundant group in EXT. The cluster analysis and the MDS spatial ordination showed a good segregation of samples according to site provenience, excluding control samples, which are more scattered. Differences among macrozoobenthic communities observed between the three different conditions were all statistically significant according to ANOSIM ($p<0.05$), with the exception of the comparison between the control and the internal part of the shipwreck ($p>0.05$). A total of 40 macroalgal species were identified: the average number of species along the three sites were 4.2±2.8 in INT, 9.0±1.6 in CTL and 13.5±4.7 in EXT (Fig. 1b). The species *Padina pavonica* (L.) Thivy showed the highest values of coverage in CTL and EXT, while *Peysonnelia bornetii* Boudouresque & Dezinot was the most represented macroalgal species in INT. The percentage cover of macroalgal communities varied between 2.2±3.0% in INT and 27.7±16.0% in EXT, while

CTL showed an intermediate value (7.1±5.8%) (Fig. 1b). Spatial ordination of macroalgal communities, provided by MDS, showed a marked spatial segregation according to sampling conditions. Differences among macroalgal communities observed between the three different conditions were all statistically significant according to ANOSIM ($p<0.05$), with the exception of the comparison between the control and the internal part of the shipwreck ($p>0.05$).

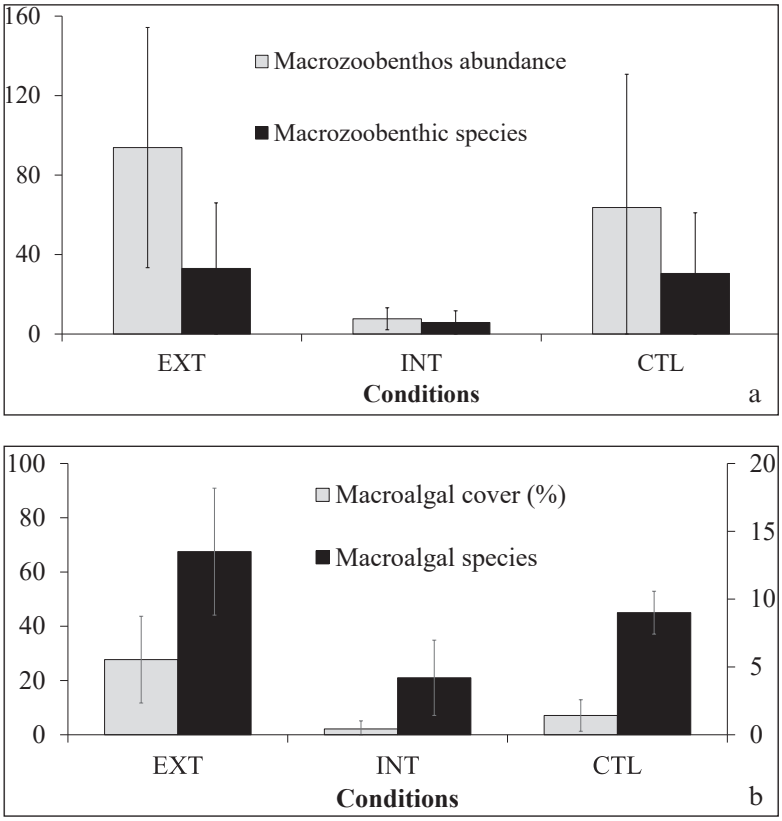


Fig. 1 - Structure of benthic communities associated to shipwreck "Melania" in both macrozoobenthic (a) and macroalgal (b) terms.
Struttura delle comunità macrozoobentoniche (a) e macroalgali (b) associate al relitto "Melania".

Conclusions - The role of shipwrecks in shaping the Mediterranean biodiversity is still scarcely known, especially in terms of associated benthic communities and their influences on the surrounding area. These submerged structures originate new habitats that locally enhance environmental and structural complexity of the seafloor. Due to the structural characteristics of the shipwreck, macrofouling communities are different according to environmental factors such as hydrodynamism and light exposure, showing high small-scale spatial heterogeneity of these submerged structures. In our study, both macrozoobenthic and macroalgal communities showed significant variations between different conditions of light exposure, indicating that the external surfaces of the shipwreck host the highest number of species and abundances. Conversely, due to reduced light intensity, the internal parts of wreck host very few organisms that are typical of sciaphilic communities. Interestingly, several of the collected macrozoobenthic

species are typical of higher depths. These species are represented by three phoxocephalid amphipods, *Phoxocephalus aquosus* (Karaman, 1985), *Metaphoxus simplex* (Spence Bate, 1857) and *Paraphoxus oculatus* (G.O. Sars, 1870), the arcid mollusk *Arca tetragona* (Poli, 1795), the brachiopod *Argyrotheca cuneata* (Risso, 1826), the sipunculid *Phascolion tuberculosum* (Théel, 1875) and the polychaete *Micronephthys sphaerocirrata* (Wesenberg-Lund, 1949). Despite similar light exposures, assemblages on artificial and natural substrates showed significant differences in both macrozoobenthos and macrophytobenthos composition. In conclusion, these results highlighted the role of shipwrecks as local "biodiversity enhancer". The study of other shipwrecks will help to understand the effects of environmental factors such as depth, hydrodynamism and geographical position on associated benthic communities.

References

BELTRAME C. (2012) - *Archeologia marittima del Mediterraneo. Navi, merci e porti dall'antichità all'età moderna*. Carocci Ed., Roma: 296 pp.

CLARKE K.R., GORLEY R.N. (2006) - PRIMER v6: user manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK: 192 pp.

KREBS C.J. (1994) - *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. Harper Collins College Publishers, New York: 801 pp.

KUMAR J.S.Y., GEETHA S. (2012) - Fouling communities on ship wreck site in the Gulf of Mannar, India. *Int. J. Appl. Biol. Pharmaceutical Technol.*, **3** (3): 259-264.

MEYER K.S., BROOKE S.D., SWEETMAN A.K., WOLF M., YOUNG C.M. (2017) - Invertebrate communities on historical shipwrecks in the western Atlantic: relation to islands. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **566**: 17-29.

MIRTO G., PIVETTA S., SPAZZAPAN G. (2007) - *Relitti e navi sommerse. Liguria e Toscana. Guida ai relitti moderni nei mari italiani*. Addictions-Magenes Ed., Milano: 510 pp.

PASQUINUCCI M., DEL RIO A., MENCHELLI S. (2002) - I porti dell'Etruria settentrionale costiera (*ager Pisanus e Volterranus*) e le dinamiche commerciali mediterranee (III sec. a.C. - VI d.C.). In: Khanoussi M., Ruggeri P., Vismara C. (eds), *L'Africa Romana. Lo spazio marittimo del Mediterraneo occidentale*. Carocci Ed., Roma: 767-778.

RENFREW C., BAHN P. (2006) - *Archeologia. Teoria, Metodi, Pratiche*. Zanichelli, Bologna: 704 pp.

RENZI M., ROMEO T., GUERRANTI C., PERRA G., CANESE S., CONSOLI P., FOCARDI S.E., BERTI C., SPROVIERI M., GHERARDI S., SALVAGIO D., GIARAMITA L., ESPOSITO V., BATTAGLIA P., GIACOBBE S., ANDALORO F. (2017) - Are shipwrecks a real hazard for the ecosystem in the Mediterranean Sea? *Mar. Pollut. Bull.*, **124**: 21-32.

WHITFIELD P.E., MUÑOZ R.C., BUCKEL C.A., HEESEMANN L.M. (2011) - Fish and habitat community assessments on North Carolina shipwrecks: potential sites for detecting climate change in the Graveyard of the Atlantic. Marine Sanctuaries Conservation Series ONMS-11-03. U.S. Department of Commerce, Silver Spring, MD: 39 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 180-181

E. Balestri, F. Vallerini, V. Menicagli, S. Barnaba, C. Lardicci

Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Via Derna, 1 - 56126 Pisa, Italia.
virginia.menicagli@biologia.unipi.it

PROPAGULE PRESSURE AND BIOTIC RESISTANCE CO-REGULATE THE INVASIVE SUCCESS OF *CAULERPA CYLINDRACEA* SONDER, 1845

RUOLO DELLA PRESSIONE DEI PROPAGULI E DELLA RESISTENZA BIOTICA NEL DETERMINARE IL SUCCESSO INVASIVO DI CAULERPA CYLINDRACEA *SONDER, 1845*

Abstract *- The importance of the interaction between propagule pressure and biotic resistance in determining the outcome of biological invasions of non-native seaweeds was tested by using* Caulerpa cylindracea *as invasive species and the congeneric* Caulerpa prolifera *as native species. In the presence of the native,* C. cylindracea *experienced intraspecific competition irrespective of the level of propagule pressure and interspecific competition only with high propagule pressure hindering the invasion, while in bare substrate* C. cylindracea *successfully spread irrespectively of propagule pressure. These results indicate that biotic resistance and propagule pressure co-regulate the invasion success of C. cylindracea.*

Key-words: *biological invasions, propagule pressure, biotic resistance,* Caulerpa prolifera, Caulerpa cylindracea.

Introduction - The invasion of environments by non-native plant species (NNS) is an increasing threat to biodiversity and functioning of ecosystems globally. Many studies have shown that the number of propagules of a NNS entering the new environment (propagule pressure), is a major factor in determining plant invasion success (Colautti *et al*., 2006). However, the role of the interaction between propagule pressure and local biotic factors (Barney *et al*., 2016), such as the presence of a native congeneric species (Chadwell and Engelhardt, 2008; Yannelli *et al*., 2017), in determining plant invasion success has rarely experimentally been tested. In this study, we investigated (1) whether the establishment of the native congeneric *Caulerpa prolifera* Forssk J.V. Lamouroux, 1809 in the recipient habitat would reduce the colonization success of the invasive *Caulerpa cylindracea* Sonder, and (2) whether a higher propagule pressure would be necessary to *C. cylindracea* to successfully invade a habitat colonized by *C. prolifera*.

Materials and methods - A mesocosm experiment was performed in outdoor tanks in a land-based aquaculture system to assess the main and interactive effects of propagule pressure and native species presence on the colonization success of the NNS *C. cylindracea*. In each tank, six pots filled with natural sediment were planted with a fragment of *C. prolifera* while six pots were left unplanted. After three days, each pot was artificially invaded by one (low pressure) or three propagules (high pressure) of *C. cylindracea*. A full factorial design with three factors, tank (random, two levels: a, b), native (fixed, two levels: presence, absence) and pressure (fixed, two levels: low, high) and three replicates per treatment in each tank was used. After six months, plants were harvested for growth measurements (total stolon length and number of erect fronds), dried and weighed to determine the total biomass. All variables were calculated both at population (mesocosm) and individual level (single plant). Three-way analyses of variance (ANOVA) were separately performed on each variable measured at population and individual level. Separate two-way ANOVAs were conducted to investigate the effect of the native species on the index of relative intensity of intraspecific interaction (RII) (Armas *et al*., 2004) and the effect of propagule pressure on RII for interspecific interaction

based on the examined variables of *C. cylindracea*. A significant departure of RII values from zero (no interaction) was assessed by using one-sample mean t-test.

Results - At population level, the stolon length of *C. cylindracea* was affected by the interaction between propagule pressure and native treatment ($p<0.04$). Without the native species, stolons grown with high pressure were longer than those grown with low pressure, while at high pressure stolons grown with the native were shorter than those grown in its absence. The frond number was higher in the population grown without the native one ($p<0.01$). At the individual level, stolon length and biomass were reduced with high pressure, irrespectively of the native presence ($p<0.001$ stolon; $p<0.001$ biomass). The number of fronds was reduced at high pressure ($p<0.001$), and on average it was the lowest with native presence ($p<0.03$). RIIs for interspecific interaction were affected by propagule pressure (Fig. 1).

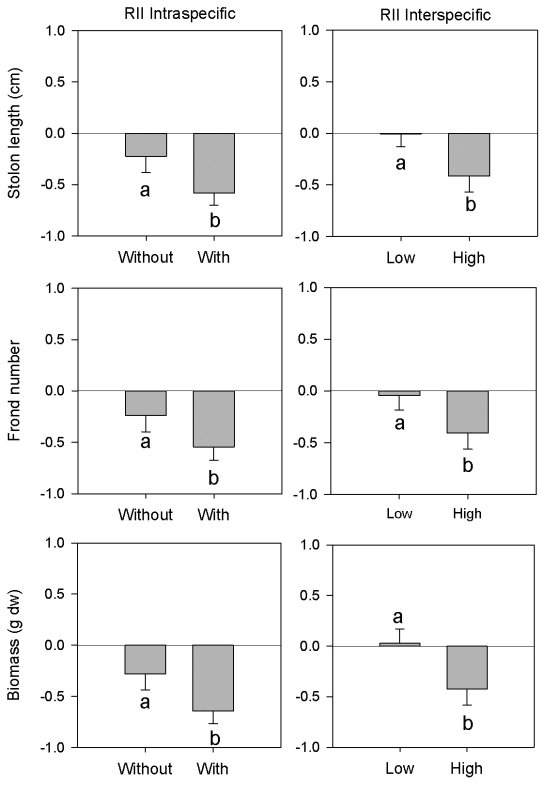


Fig. 1 - RII of intraspecific and interspecific interaction based on morphological variables. *RII dell'interazione intraspecifica e interspecifica calcolato sulle variabili morfologiche.*

Conclusions - Our results demonstrate that biotic resistance and propagule pressure may co-regulate the invasion process of *C. cylindracea*. They also suggest that a relatively high input of propagules of *C. cylindracea* may favor the colonization of bare substrates, but the same propagule input may be not sufficient to maximize the invasion success of areas colonized by a native congeneric. Therefore, the approach required to prevent, or control seaweed invasion would differ according to the nature and intensity of interaction between the native and invasive species in the recipient habitat.

References

ARMAS C., ORDIALES R., PUGNAIRE F.I. (2004) - Measuring plant interactions: a new comparative index. *Ecology*, **85** (10): 2682-2686.

BARNEY J.N., HO M.W., ATWATER D.Z. (2016) - Propagule pressure cannot always overcome biotic resistance: the role of density-dependent establishment in four invasive species. *Weed Res.*, **56** (3): 208-218.

CHADWELL T.B., ENGELHARDT K.A.M. (2008) - Effects of pre-existing submersed vegetation and propagule pressure on the invasion success of *Hydrilla verticillata*. *J. Appl. Ecol.*, **45** (2): 515-523.

COLAUTTI R.I., GRIGOROVICH I.A., MacISAAC H.J. (2006) - Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biol. Invasions*, **8** (5): 1023-1037.

YANNELLI F.A., KOCH C., JESCHKE J.M., KOLLMANN J. (2017) - Limiting similarity and Darwin's naturalization hypothesis: understanding the drivers of biotic resistance against invasive plant species. *Oecologia*, **183** (3): 775-784.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 182-183

F. Carella, S. Aceto, F. Marino*, C. Iaria*, G. De Vico

Dipartimento di Biologia, Università di Napoli Federico II,
Complesso di Monte Sant'Angelo, Via Cinthia, 21 - 80126 Napoli, Italia.
francesca.carella@unina.it
*Dipartimento di Veterinaria, Università di Messina, Italia.

MORTALITÀ DI MASSA DI *PINNA NOBILIS* NELLE ACQUE TIRRENICHE: IL CASO DI STUDIO DI CAMPANIA E SICILIA

MASS MORTALITY EVENT OF PINNA NOBILIS *IN THE TYRRHENIAN SEA: CASE-STUDY FROM CAMPANIA AND SICILY*

Abstract - *Starting from 2016, a mass mortality event impacting the bivalve* Pinna nobilis *was detected along the Spanish Mediterranean Sea and it was linked to an haplospordian parasite. In 2017-2018, these events were also recorded in Campania and Sicily (Tyrrhenian Sea, W Mediterranean). Histopathological and molecular examinations of thirteen specimens showed the presence of* Haplosporidium *sp. in only one specimen in one area investigated. Conversely, in all the symptomatic animals, strong inflammatory lesions were linked to the presence of intracellular Zhiel-Neelsen-positive bacteria. Molecular analysis of all of the diseased specimens confirmed the presence of a* Mycobacterium *of human and animal. In such a scenario, we consider that data reported in our study, along with previous publications, drive a hypothesis of a more complex disease pathogenesis involved in the disease outbreak of the bivalve* P. nobilis, *in different areas of the Mediterranean Sea, suggesting that both are activated by further possible common unidentified causes.*

Key-words: *mass mortality events,* Pinna nobilis*, bivalve disease, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione - Negli ultimi anni una delle conseguenze più evidenti del riscaldamento delle acque a livello globale è l'aumentata incidenza di malattie negli organismi acquatici, in molti casi associata a episodi di mortalità di massa (Stokstad, 2014; Fey *et al*., 2015). *Pinna nobilis* è il più grande bivalve del Mediterraneo che, a causa di molteplici impatti antropogenici, evidenzia una popolazione in declino tale da richiedere una "protezione rigorosa" dalla Direttiva Habitat EU (43/92) e catalogarla come "specie in via di estinzione" nella Convenzione di Barcellona (SPA/BD Protocol 1995). A partire dall'autunno del 2016 report scientifici segnalano episodi di mortalità di massa di *P. nobilis* lungo le coste del Mediterraneo spagnolo, (Darriba, 2017; Vázquez-Luis *et al*., 2017; Catanese *et al*., 2018) francese e italiano (Carella com. pers.) e Tunisia (Soufi-Kechaou *et al*., 2019) con valori di incidenza del 90-100%. Questi studi indicherebbero che tali eventi siano sostenuti dal patogeno *Haplosporidium pinnae* (Ascetosporea: Haplosporidiidae). Scopo di questo lavoro è definire lo stato di *P. nobilis* in due aree del Tirreno, Campania e Sicilia, tra la fine del 2017 e il maggio 2018.

Materiali e metodi - Campioni di *P. nobilis* sono stati prelevati in 4 aree della Campania (n=10) e 2 aree della Sicilia (n=5). I campioni riguardano animali *sintomatici*, ovvero che presentavano lentezza o assenza di chiusura delle valve, presenza di lesioni nodulari a livello del mantello. Inoltre, a scopi diagnostici un animale *asintomatico* è stato prelevato e utilizzato come controllo. I campioni sono stati sottoposti a microscopia ottica (esame citologico e istologico) e diagnostica molecolare tramite estrazione di DNA, PCR e Sequenziamento.

Risultati - In 9 dei campioni esaminati (69%), l'esame esterno ha rivelato presenza di un edema tissutale diffuso, visibile principalmente a livello di branchie e mantello in tutte le aree geografiche. In alcuni casi, inoltre, è stata riscontrata

la presenza di tessuto digerente atrofico e giallastro. All'esame microscopico, tutti i campioni mostravano lesioni infiammatorie di grado variabile. Le lesioni si estendevano principalmente al tessuto connettivo che circoscriveva gonade e ghiandola digestiva. In due casi, erano visibili, inoltre, necrosi dei tubuli digerenti e dei follicoli gonadici. La condizione infiammatoria era caratterizzata da aggregati emocitari di tipo nodulare a circoscrivere batteri *Zhiel-Neelsen* positivi. In un solo campione erano visibili, invece, diverse fasi di sviluppo di un parassita ascrivibile a *H. pinnae*. All'esame molecolare, tutti i campioni malati sono risultati positivi al 16S dei Micobatteri. Le sequenze hanno mostrato similarità del 98% con il micobatterio umano *Mycobacterium sherrisii*. Un solo campione, invece, ha dato positività per il 18S degli Aplosporidi con 100% di identità con la specie *H. pinnae*.

Conclusioni - La malattia è il risultato di interazioni complesse tra ospite, agente patogeno e ambiente. Molti sono i fattori che spesso cooperano per indurre malattia (complesso di cause). Alcuni di essi sono necessari (la loro assenza ne impedisce l'insorgenza), mentre altri sono predisponenti (preparano il terreno per l'azione della causa necessaria). La micobatteriosi è una malattia infettiva, talora letale, che colpisce una vasta gamma di organismi, dall'uomo agli animali, sia in condizioni di allevamento che in ambiente naturale (Gauthier e Rhodes, 2009). Il gruppo degli Aplosporidi comprende più di 50 specie, molte delle quali responsabili di malattie importanti negli invertebrati acquatici. I risultati di questo studio confermano la complessità nella comprensione di tali episodi di mortalità di massa, il più delle volte multifattoriali, dove la combinazione di fattori biotici e abiotici cooperano nella patogenesi (Carella *et al*., 2019).

Bibliografia

CARELLA F., ACETO S., POLLARO F., MICCIO A., IARIA C., CARRASCO N., PRADO P., DE VICO G. (2019) - A mycobacterial disease is associated with the silent mass mortality of the pen shell *Pinna nobilis* along the Tyrrhenian coastline of Italy. *Sci. Rep.*, **9** (1): 2725.

CATANESE G., GRAU A., VALENCIA J.M., GARCIA-MARCH J.R., VÁZQUEZ-LUIS M., ALVAREZ E., DEUDERO S., DARRIBA S., CARBALLAL M.J., VILLALBA A. (2018) - *Haplosporidium pinnae* sp. nov., a haplosporidan parasite associated with mass mortalities of the fan mussel, *Pinna nobilis*, in the western Mediterranean Sea. *J. Invertebr. Pathol*., **157**: 9-24.

DARRIBA S. (2017) - First haplosporidan parasite reported infecting a member of the Superfamily Pinnoidea (*Pinna nobilis*) during a mortality event in Alicante (Spain, western Mediterranean). *J. Invertebr. Pathol*., **148**: 14-19.

FEY S.B., SIEPIELSKI A.M., NUSSLÉ S., CERVANTES-YOSHIDA K., HWAN J.L., HUBER E.R., FEY M.J., CATENAZZI A., CARLSON S.M. (2015) - Recent shifts in the occurrence, cause, and magnitude of animal mass mortality events. *P. Natl. Acad. Sci. USA*, **112** (4): 1083-1088.

GAUTHIER D.T., RHODES M.W. (2009) - Mycobacteriosis in fishes: a review. *Vet. J*., **180** (1): 33-47.

SOUFI-KECHAOU E., GHANEM R., ZAOUALI J., BEN SOUISSI J. (2019) - Preliminary study of mortality event of *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758 in southern Tunisia (Central Mediterranean Sea). In: Langar H., Ouerghi A. (eds), *Proceedings of the 6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*. Antalya (Turkey), 14-15 January 2019. SPA/RAC Publ., Tunis: 131-132.

STOKSTAD E. (2014) - Death of the stars. *Science*, **344** (6183): 464-467.

VÁZQUEZ-LUIS M., ÁLVAREZ E., BARRAJÓN A., GARCÍA-MARCH J.R., GRAU A., HENDRIKS I.E., JIMÉNEZ S., KERSTING D., MORENO D., PÉREZ M., RUIZ J.M., SÁNCHEZ J., VILLALBA A., DEUDERO S. (2017) - S.O.S. *Pinna nobilis*: a mass mortality event in western Mediterranean Sea. *Front. Mar. Sci.*, **4**: 220.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 184-185

L. Donnarumma, F. Rendina, L. Appolloni, F. Ferrigno, R. Sandulli

Dipartimento di Scienze e Tecnologie, Università di Napoli "Parthenope", URL CoNISMa, Centro Direzionale, Isola C4 - 80143 Napoli, Italy.
luigia.donnarumma@uniparthenope.it

QUANTITATIVE DOMINANCES OF *TAXA* STRUCTURING THE MACROZOOBENTHIC COMMUNITIES LIVING IN DIFFERENT COASTAL HABITATS

DOMINANZE QUANTITATIVE DI COMUNITÀ MACROZOOBENTONICHE IN DIVERSI HABITAT COSTIERI

Abstract *- The aim of this study was to quantify the dominance of macrozoobenthic taxa structuring the benthic assemblages associated to 6 coastal habitats, which occur from the mesolittoral to the circalittoral zone of the Campania coast. Crustaceans, polychaetes and molluscs were the main taxonomic groups structuring all the benthic assemblages, representing an average of 89.20% of the total taxa. However, each habitat showed the dominance of only one peculiar taxon.*

Key-words: *macrobenthos, taxa, quantitative dominance, habitats.*

Introduction - The Mediterranean Sea in widely known as a hotspot of biodiversity, which is distributed in relation to different biological interactions among species and environmental conditions, such as temperature, changing along latitudinal gradients and/or bathymetric gradients, and hydrodynamism, affecting mainly the intertidal zone. An extensive literature reports molluscs, crustaceans and polychaetes as the main taxonomic groups of macrobenthic assemblages for the marine ecosystems health assessment (*e.g.* Gambi *et al*., 1992; Tomiyama *et al*., 2008; Donnarumma *et al*., 2018). These taxonomic groups include sensitive and tolerant species to natural or human stressors, commonly known as indicator species through which the environmental quality of ecosystems or habitats is better understood (Zettler *et al*., 2013). The aim of this work is to evaluate the quantitative dominance of macrozoobenthic *taxa* associated to several different habitat types, occurring from the mesolittoral to the circalittoral zone.

Materials and methods - The study area was located along the Campania coast (Tyrrhenian Sea), where 6 different habitats were investigated with a sampling site for each one. Within the Marine Protected Area (MPA) of Santa Maria di Castellabate (Gulf of Salerno), during summer 2013, three replicate samples (10×10 cm) of vermetid bioconstructions (VB) were collected in the intertidal environment using hammer and chisel. In the same MPA, during summer 2015, three replicate samples of soft bottom (SB) mainly characterized by fine sandy-muddy sediment, *Posidonia oceanica* (L.) Delile seagrass bed (HP), photophilic hard bottom covered by algal turf (PHB) and sciaphilic hard bottom covered by bioconstructions (C, coralligenous habitat) were sampled using an air-suction pump according to Chemello and Russo (1997), within different frames: 50×50×10 cm in SB, 100×100 cm in HP and 40×40 cm in C and PHB, at an average depth respectively of about 20 m, 15 m, 10 m, 30 m. In addition, in the southern coast of the Capri Island (Gulf of Naples), during summer 2016, six replicates of the rhodolith beds were collected using a 25 l Van-Veen grab, between 53 and 62 m of depth. All samples were fixed in 4% formaldehyde/seawater solution and successively benthic fauna was sorted and identified at a high taxonomic level, estimating abundance and taxonomic richness in order to obtain the quantitative

dominance (DI%) of each *taxon* and its preferential occurrence among the 6 investigated habitats.

Results - Among a total of 8 taxonomic groups detected in 6 habitats, only polychaetes, crustaceans and molluscs were dominant, with a total average percentage of 89.20%, and a *taxon* average percentage respectively of 39.22±0.17%, 33.19±0.19% and 16.79±0.14%. Sipunculids represented the fourth *taxon* for abundance (4.90±0.04%), while the remaining *taxa* (echinoderms, brachiopods, nemerteans and platyhelminths) reached a total dominance of only 5.94%. Within the 6 habitats, a different dominance of the three main *taxa* occurred. Polychaetes were dominant in SB, RB and C habitats (60.65%, 54.87% and 45.91%, respectively), crustaceans were dominant in the VB and PHB habitats (59.62% and 50%, respectively) and molluscs in the HP habitat (38.22%).

Conclusions - The analysis of the benthic fauna, at higher taxonomic level, carried out in 6 different habitats, confirms the importance of polychaetes, crustaceans and molluscs as the main components of benthic community assemblages (DI 89.20% of the total *taxa*), from which it is necessary to start through further taxonomic studies at species level for a deeper understanding of the environmental state. The present investigation also highlighted which *taxon* plays a dominant role in each of the 6 habitats investigated, coherently with the major structural characteristics of the habitat itself. High dominance of crustaceans indirectly might suggest high availability of crevices in vermetid bioconstructions (Holdich, 1971); dominance of polychaetes in rhodolith beds could be related to the degree of rhodolith-form complexity (Figueiredo *et al*., 2007); dominance of molluscs in *P. oceanica* beds might be related to a relevant epiphytic algal biomass on seagrass leaves (Mazzella and Russo, 1989).

References

CHEMELLO R., RUSSO G.F. (1997) - The molluscan taxocoene of photophilic algae from the Island of Lampedusa (Strait of Sicily, southern Mediterranean). *Boll. Malacol*., **33** (5-8): 95-104.

DONNARUMMA L., SANDULLI R., APPOLLONI L., RUSSO G.F. (2018) - Assessing molluscs functional diversity within different coastal habitats of Mediterranean marine protected areas. *Ecological Questions*, **29** (3): 35-51.

FIGUEIREDO M.A.O., SANTOS DE MENEZES K., COSTA-PAIVA E.M., PAIVA P.C., VENTURA C.R.R. (2007) - Experimental evaluation of rhodoliths as living substrata for infauna at the Abrolhos Bank, Brazil. *Cienc. Mar*., **33** (4): 427-440.

GAMBI M.C., LORENTI M., RUSSO G.F., SCIPIONE M.B., ZUPO V. (1992) - Depth and seasonal distribution of some groups of the vagile fauna of the *Posidonia oceanica* leaf stratum: structural and trophic analyses. *Mar. Ecol*., **13** (1): 17-39.

HOLDICH D.M. (1971) - Changes in physiology, structure and histochemistry occurring during the life-history of the sexually dimorphic isopod *Dynamene bidentata* (Crustacea: Peracarida). *Mar. Biol*., **8** (1): 35-47.

MAZZELLA L., RUSSO G.F. (1989) - Grazing effect of two *Gibbula* species (Mollusca, Archaeogastropoda) on the epiphytic community of *Posidonia oceanica* leaves. *Aquat. Bot*., **35** (3-4): 357-373.

TOMIYAMA T., KOMIZUNAI N., SHIRASE T., ITO K., OMORI M. (2008) - Spatial intertidal distribution of bivalves and polychaetes in relation to environmental conditions in the Natori River estuary, Japan. *Estuar. Coast. Shelf Sci*., **80** (2): 243-250.

ZETTLER M.L., PROFFITT C.E., DARR A., DEGRAER S., DEVRIESE L., GREATHEAD C., KOTTA J., MAGNI P., MARTIN G., REISS H., SPEYBROECK J., TAGLIAPIETRA D., VAN HOEY G., YSEBAERT T. (2013) - On the myths of indicator species: issues and further consideration in the use of static concepts for ecological applications. *PLoS ONE*, **8** (10): e78219.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 186-187

L. Donnarumma[1,2], A. Romano[1], A. Matrone[1], L. Appolloni[1,2], V. Mastascusa[3], D. Fronda[4], F. Di Stefano[1,2,4]

[1]Area Marina Protetta e Riserva Naturale Statale "Isole di Ventotene e Santo Stefano", Piazza Castello, 1 - 04020 Ventotene (LT), Italia.
[2]DiST, Università di Napoli "Parthenope", Italia.
[3]Lab. Lavandula, Castelcivita (SA), Italia.
[4]DCB, Università di Salerno, Italia.
floriana.distefano@gmail.com

PRIMI DATI DEL MONITORAGGIO DI *PINNA NOBILIS* NELL'AMP "ISOLE DI VENTOTENE E SANTO STEFANO"

FIRST DATA OF THE PINNA NOBILIS *MONITORING IN THE MPA "ISOLE DI VENTOTENE E SANTO STEFANO"*

Abstract *- A study on the distribution, abundance and morphometric variables of* Pinna nobilis *Linnaeus, 1758 (Mollusca, Bivalvia) has been carried out in the 'Isole di Ventotene e Santo Stefano' Marine Protected Area, in the Central Tyrrhenian Sea. A total of 39 individuals was recorded (0.7 ind./100 m²), 37 of them were dead (94.87%) and 2 were alive (5.13%), with a shell length of 57.97±12.84 cm and 40.69±4.65 cm respectively. This study represents a first investigation about the current status of the* P. nobilis *population around Ventotene Island.*

Key-words: *Habitat Directive,* Pinna nobilis*, distribution, macrobenthos.*

Introduzione - *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758 è il più grande ed endemico mollusco bivalve presente in Mediterraneo. Sebbene siano già state introdotte da diversi anni delle misure di protezione per questa specie, *P. nobilis* si trova ora a rischio di estinzione, essendo particolarmente vulnerabile agli impatti di origine antropica (es. pesca, eutrofizzazione, collezionismo). Ci sono evidenze di un marcato declino della popolazione non solo lungo le coste italiane (Centoducati *et al*., 2007) ma anche in altre aree del Mediterraneo, come ad esempio lungo la costa mediterranea spagnola (Vázquez-Luis *et al*., 2017). Di conseguenza è soggetta a rigorosa tutela ed è, pertanto, inserita nella Convenzione di Barcellona (1995) e nell'Allegato IV della Direttiva Habitat 92/43/CEE. Il monitoraggio di *P. nobilis* è stato indicato come attività connessa alla valutazione del raggiungimento dei traguardi ambientali nel programma comunitario della *Marine Strategy*. Lo scopo del lavoro è, pertanto, finalizzato allo studio di *P. nobilis* nell'AMP "Isole di Ventotene e Santo Stefano", mediante analisi di densità, taglia e distribuzione spaziale della popolazione.

Materiali e metodi - Attraverso *survey* preliminari nell'AMP "Isole di Ventotene e Santo Stefano", sono state individuate 3 aree di studio (S - Sconciglie, M - Molara, PA - Punta dell'Arco). All'interno di ciascuna area sono state allocate singole unità dette celle di 100×100 m, dove all'interno sono stati previsti 3 transetti della lunghezza di 100 m, con un intervallo batimetrico da 5 a 20 m. Su ognuno dei due lati del transetto è stata considerata una fascia di 3 m per complessivi 600 m² di superficie indagata. Dati quantitativi di abbondanza e morfometrici degli individui sono stati ottenuti conteggiando tutti gli esemplari di *P. nobilis* presenti nell'area d'indagine. Per ogni individuo, con l'ausilio di un calibro, sono state annotate le seguenti variabili: altezza della conchiglia che fuoriesce dal substrato (A); larghezza al punto di massima ampiezza dorso-ventrale della conchiglia (l_{dv}); larghezza minima al substrato (l_s). Mediante l'equazione di García-March e Ferrer (1995), per ciascun individuo è stata ricavata la lunghezza totale della conchiglia (L). Inoltre, per ogni esemplare è stato annotato lo stato di salute, la profondità, il tipo di substrato e le criticità e/o impatti di attività antropiche.

Risultati - È stata registrata una densità di 39 individui su un totale di 5,400 m^2 di superfice investigata (0,7 ind./100 m^2), di cui 2 individui vivi (5,13%) e 37 morti (94,87%). Di questi ultimi, 4 individui presentavano danneggiamento della conchiglia principalmente dipeso dalla morte dell'individuo stesso, mentre 2 presentavano una rottura apicale delle valve da danno meccanico, presumibilmente da ancoraggio. Per quanto riguarda le singole aree, è stata registrata una densità elevata in S (3,5 ind./100 m^2) e una densità minima in PA (0,5 ind./100 m^2). *P. nobilis* è stata rilevata principalmente tra 17 e 20 m di profondità e il substrato preferenziale di colonizzazione è rappresentato da praterie di *P. oceanica*. Dall'analisi dei dati biometrici della conchiglia, per gli individui vivi A è 20,5±2,12 cm, l_{dv} è 17±1,41 cm e l_s è 11±1,41 cm, mentre per quelli morti A è 38,33±11,34 cm, l_{dv} è 18,23±4,09 cm, l_s è 10,77±3,02 cm. Dall'equazione di García-March e Ferrer (1995), per gli individui vivi L è 40,69±4,65 cm e per quelli morti 57,97±12,84 cm, mentre per ciascun'area investigata L risulta essere 66,66±29,30 cm in PA, 58,09±8,77 cm in M e 55,87±11,24 cm in S.

Conclusioni - Questo studio conferma l'importanza di monitoraggi di specie endemiche e rigorosamente protette come *P. nobilis*, fornendo informazioni sullo stato di salute delle popolazioni, su cui possono essere sviluppati piani di tutela per un'adeguata protezione. Nello specifico, questi primi dati forniscono un quadro complessivo sulla presenza, distribuzione e attuale stato di salute del mollusco nell'AMP. Per la costa mediterranea spagnola Vázquez-Luis *et al*. (2017) hanno lanciato un S.O.S. in merito alla scomparsa di diverse popolazioni di *P. nobilis* ad opera di un microorganismo parassita appartenente al gruppo degli Haplosporida, in grado di colonizzare l'apparato dirigente di questi bivalvi ed interferendo sui processi vitali. Da monitoraggi lungo le coste italiane risulta che impatti su *P. nobilis* riguardano l'azione negativa delle reti a strascico e dall'ancoraggio da parte di imbarcazioni, mentre mortalità di massa, recentemente investigate in Mar Tirreno, sono dovute a infezioni da micobatteri (*Mycobacterium* sp.; Carella *et al*., 2019). Nell'AMP, un impatto minimo di ancoraggio, pari al 7,40% sul totale degli individui morti e danneggiati, è stato osservato nell'area d'indagine della Molara, frequentata da imbarcazioni per attività subacquee. Per quanto riguarda la densità di *P. nobilis*, anche se il valore registrato può sembrare elevato (0,7 ind./100 m^2) si riferisce ad un totale di 39 individui, di cui solo 2 vivi. Da ciò, l'elevata percentuale di individui morti (94,87%) potrebbe essere dovuta a *Haplosporidium* sp. o a infezioni biologiche, le quali saranno accertate mediante future analisi patologiche.

Bibliografia

CARELLA F., ACETO S., POLLARO F., MICCIO A., IARIA C., CARRASCO N., PRADO P., DE VICO G. (2019) - A mycobacterial disease is associated with the silent mass mortality of the pen shell *Pinna nobilis* along the Tyrrhenian coastline of Italy. *Sci. Rep*., **9** (1): 2725.

CENTODUCATI G., TARSITANO E., BOTTALICO A., MARVULLI M., LAI O.R., CRESCENZO G. (2007) - Monitoring of the endangered *Pinna nobilis* Linné, 1758 in the Mar Grande of Taranto (Ionian Sea, Italy). *Environ. Monit. Assess.*, **131** (1-3): 339-347.

GARCÍA-MARCH J.R., FERRER J.F. (1995) - Biometría de *Pinna nobilis* L., 1758: una revisión de la ecuación de De Gaulejac y Vicente (1990). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr*., **11** (2): 175-181.

VÁZQUEZ-LUIS M., ÁLVAREZ E., BARRAJÓN A., GARCÍA-MARCH J.R., GRAU A., HENDRIKS I.E., JIMÉNEZ S., KERSTING D., MORENO D., PÉREZ M., RUIZ J.M., SÁNCHEZ J., VILLALBA A., DEUDERO S. (2017) - S.O.S. *Pinna nobilis*: a mass mortality event in western Mediterranean Sea. *Front. Mar. Sci.,* **4**: 220.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 188-189

M.P. Ferranti, D. Monteggia, A. Dagnino[1], F. Gaino[1], P. Moretto[1], V. Parodi[1], L. Tixi[2], V. Cappanera[3], S. Bava[4], C. Valerani[5], M. Chiantore

Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italy.
mariapaola.ferranti@edu.unige.it
[1]ARPAL, Genova, Italy.
[2]Outdoor Portofino, Portofino (GE), Italy.
[3]Area Marina Protetta Portofino, S. Margherita Lig. (GE), Italy.
[4]Area Marina Protetta Isola di Bergeggi, Bergeggi (SV), Italy.
[5]Area Marina Protetta Cinque Terre, Riomaggiore (SP), Italy.

DISTRIBUTION OF THE RIBBED LIMPET *PATELLA FERRUGINEA* GMELIN, 1791 ALONG THE LIGURIAN COAST AND IMPLICATIONS FOR CONSERVATION ACTIONS

DISTRIBUZIONE DI PATELLA FERRUGINEA *GMELIN, 1791 LUNGO LA COSTA LIGURE ED IMPLICAZIONI PER MISURE DI CONSERVAZIONE*

Abstract - *Recent surveys along the Ligurian coasts, focused on the search for specimens of* Patella ferruginea, *allowed the discovery of 32 specimens of this endemic limpet of the western Mediterranean basin. To date this threated species was considered absent in Liguria, in consequence these finding will also have implications for the implementation of conservation and restoration measures.*

Key-words: *distribution, Ligurian Sea, Ligurian coast,* Patella ferruginea, *Mediterranean.*

Introduction - *Patella ferruginea* Gmelin (1791), endemic limpet of the western Mediterranean Sea, presently considered the most threatened marine macro-invertebrate in the region (Ramos, 1998), included in the list of the strictly protected species of Annex IV of the CEE "Habitat" Directive 92/43 and in the list of endangered or threatened species of Berna Convention-Annex II and Barcelona Convention-Annex II. This species was recently proposed by the Italian Marine Strategy (D.lgs. n. 190, 13th October 2010) as a target species to define the Good Environmental Status of a specific location. *P. ferruginea* populations were widespread throughout the western Mediterranean in the late Pleistocene (Tyrrhenian period), still largely distributed until the 19th century (Laborel-Deguen and Laborel, 1991) and slowly confined into small populations in few restricted areas due to human harvesting for food and baits and strongly threatened by pollution (Espinosa *et al*., 2009). The species is reported as presently missing along the Ligurian coast (North Ligurian Sea) in Espinosa *et al*. (2014), although the presence of the species in the prehistoric era is supported by records of *P. ferruginea* shells in the Arene Candide caves (Ghisotti, 1997).

Materials and methods - In 2017 and 2018, the teams of University of Genoa and ARPAL performed a survey in Portofino MPA, Bergeggi MPA and Cinque Terre MPA (Punta Mesco and Montenero), Portovenere (La Spezia) and Albissola/ Varazze (Savona). The whole A zone of the Portofino MPA (Cala dell'Oro), the whole A and B zones of Bergeggi MPA and one of the two A zones of the Cinque Terre MPA (Capo Montenero) were monitored along the entire protected coastline, while in the other three areas, three stretches of coast (250 m each) were monitored, according to the Marine Strategy guidelines.

Results - During the surveys along the Ligurian coast, 32 individuals were recorded and measured. The shell maximum diameter ranged between 30 and 68

mm. The distribution of the species results to be scattered with large variability: the larger number of specimens was recorded in Cinque Terre MPA, 26 limpets, over around 1000 meters of monitored coast. In the other sites, where present, very few individuals were recorded: a total of 7 specimens over 4750 m of linear coast investigated (Tab. 1).

Tab. 1 - Data from surveys in 2017-2018. Size refers to average diameter of the shell±Stand. Dev. *Dati dai monitoraggi condotti nel 2017-2018. La taglia si riferisce al diametro medio della conchiglia±Dev. Stand.*

Site	Number of specimens	Avg size±SD (mm)	Coast length investigated (m)
Bergeggi MPA	0	-	1100
Albissola/Varazze	1	65	250×3
Pontetto	1	30	Casual finding
Portofino MPA (A zone)	1	30	1400
Portofino MPA (C zone)	1	50	Casual finding
Cinque Terre MPA (A zone-Punta Mesco)	16	58.5±7.31	250×3
Cinque Terre MPA (C zone)	1	48	Casual finding
Cinque Terre MPA (A zone-C. Montenero)	9	53.4±10.4	270
Portovenere	2	38.5±9.2	250×3
Total	**32**		**5770**

Conclusions - *P. ferruginea* has not disappeared from the Ligurian coast, as reported (Espinosa *et al*., 2014). In fact, the present study allowed to find over 30 individuals scattered along the Ligurian coast. A hot-spot of specimens in Liguria is represented by the Cinque Terre MPA (A zone). These higher densities (2 ind/100 m) could be linked to the proximity of this area to the Tuscan archipelago and coast, where the presence of this species was reported by several authors (Curini-Galletti, 1979; Porcheddu and Milella, 1991). Future surveys are planned in the B and C zones of the Ligurian MPAs to verify the protection level effect. Present findings also have implications in protection and conservation (EU Habitat Directive & Natura 2000) and restoration measures (RELIFE project).

References

CURINI-GALLETTI M. (1979) - Ritrovamento di una *Patella ferruginea*. Notiz. *C.I.S.M.A*., **1** (1): 53-54.

ESPINOSA F., RIVERA-INGRAHAM G.A., FA D., GARCÍA-GÓMEZ J.C. (2009) - Effect of human pressure on population size structures of the endangered ferruginean limpet: toward future management measures. *J. Coastal Res*., **25** (4): 857-863.

ESPINOSA F., RIVERA-INGRAHAM G.A., MAESTRE M., GONZÁLEZ A.R., BAZAIRI H., GARCÍA-GÓMEZ J.C. (2014) - Updated global distribution of the threatened marine limpet *Patella ferruginea* (Gastropoda: Patellidae): an example of biodiversity loss in the Mediterranean. *Oryx*, **48** (2): 266-275.

GHISOTTI F. (1997) - Shells of sea molluscs in the Cave of Arene Candide. In: Maggi R. (ed), Arene Candide: a functional and environmental assessment of the Holocene sequence. *Memorie dell'Istituto Italiano di Paleontologia Umana, Roma*, **5** (N.S.): 137-142.

LABOREL-DEGUEN F., LABOREL J. (1991) - Statut de *Patella ferruginea* Gmelin en Méditerranée. In: Boudouresque C.-F., Avon M., Gravez V. (eds), *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*. GIS Posidonie publ., Marseille: 91-103.

PORCHEDDU A., MILELLA I. (1991) - Aperçu sur l'ecologie et sur la distribution de *Patella ferruginea* (L.) Gmelin, 1791 en mers italiennes. In: Bouduresque C.-F., Avon M., Gravez V. (eds), *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*. GIS Posidonie publ., Marseille: 119-128.

RAMOS M.A. (1998) - Implementing the Habitats Directive for mollusc species in Spain. *J. Conchol*., **2** (Spec. Publ.): 125-132.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 190-191

D. Grech

IMC - International Marine Centre, Loc. Sa Mardini, Torregrande - 09170 Oristano, Italy.
d.grech@fondazioneimc.it

CYSTOSEIRA USNEOIDES: A NEW PROTECTED SPECIES FOR THE PENISOLA DEL SINIS - ISOLA DI MAL DI VENTRE MPA AND SARDINIA

CYSTOSEIRA USNEOIDES: *UNA NUOVA SPECIE PROTETTA PER L'AMP PENISOLA DEL SINIS - ISOLA DI MAL DI VENTRE E LA SARDEGNA*

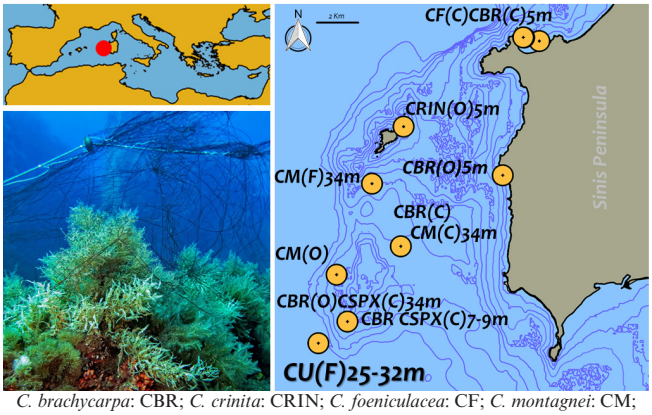
Abstract *- Mediterranean seascapes are changing at alarming rate. Many sensitive species are responding with substantial decline. For this reason, the knowledge on their distribution and abundance is crucial for conservation and management issues. Here we reported new records for Sardinia of* Cystoseira usneoides *and other Fucales (Ochrophyta) species in order to provide new baselines and trigger further studies.*

Key-words: *Fucales,* Cystoseira usneoides*, Sardinia, MPA, distribution.*

Introduction - Many brown macroalgae belonging to Fucales order (Ochrophyta) are considered particularly sensitive to anthropic stress, responding with a dramatic decline. Thanks to their complex three-dimensional structure, the forests of Fucales host a high biodiversity and act as a nursery, protection and substrate for over 500 species of animals and plants (Grech, 2017 and references therein). Research and monitoring of these species are extremely important for both scientific and conservation purposes, and detailed mapping is essential. In recent years, there has been a steep increase of interest in these species, with innovative restoration actions (Capdevila *et al*., 2019 and references therein). Nevertheless, knowledge on their actual distribution and conservation status is still inadequate, especially in the Italian and Mediterranean marine reserves. This contribution aims to provide new indications on the occurrence of Fucales in the Penisola del Sinis - Isola di Mal di Ventre (MPA) and to inspire detailed and large-scale monitoring actions on their distribution and abundance.

Materials and methods - During 2018, 53 surveys were carried out by SCUBA diving from 2 to 40 m depth within the MPA and outside along the entire Sinis Peninsula. Fucales observations were recorded, estimating semi-quantitatively per each survey their abundance in 3 ascending categories: O, Occasional; C, Common; F, Frequent.

Results - The most important result is the finding of *Cystoseira usneoides* (Linnaeus) M. Roberts occurring with a dense forest from 25 m to 32 m in the site 'Secca di Ponente' on a rocky substrate surrounded by a meadow of *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Along the edge boundary of the population, the species shares the habitat with *C. brachycarpa* J. Agardh and *Sargassum* spp. Moreover, the Tilopteridales *Phyllariopsis brevipes* (C. Agardh) E.C. Henry & G.R. South is here abundant. In August, some specimens occurred with terminal fertile receptacles. Furthermore, in the study area, occasional individuals on shallow rocks of the highly sensitive species *Cystoseira montagnei* J. Agardh were found; on the contrary, frequent specimens between rocks and *P. oceanica*, up to 40 m of depth were reported. In Fig. 1 all the recorded species in the present study are reported, with the abundance (in brackets) and depth of occurrence.



C. brachycarpa: CBR; *C. crinita*: CRIN; *C. foeniculacea*: CF; *C. montagnei*: CM; *Cystoseira* sp.: CSPX; *C. usneoides*: CU; 39° 52.033'N; 8° 15.133'E

Fig. 1 - Study area with recorded species. GPS coordinates of *C. usneoides* are here reported.
Area di studio con specie rinvenute. Le coordinate GPS di C. usneoides *sono qui riportate.*

Conclusions - *C. usneoides* has a typical eastern Atlantic distribution (from northern France to Capo Verde). In the Mediterranean Sea, it is a rare species with a very restricted distribution, limited to the area of Atlantic influence. It is an epilithic species with primary branches that can reach up to 1 m in height and is typical (but not exclusive) of deep waters in presence of intense pulsating currents and stable temperature (Guiry and Guiry, 2019 and references contained therein). Although it is protected by the Barcelona Convention, there are currently no in-depth studies on this species that could potentially be affected by ongoing climate change. In Italy, it is reported only in the two major islands (Guiry and Guiry, 2019 and references therein); for Sardinia, however, the exact location is never reported. This contribution extends the knowledge on this and other recorded species along the Sinis Peninsula. These data testify how the MPA, although poorly studied from an algological point of view, is characterized by an outstanding richness and abundance of species (Grech *et al*., 2019). Further studies, especially through citizen science, are welcome (Grech and Buia, 2017).

Acknowledgements: I am grateful to E. Ballesteros for confirming me the identification of the species object of this contribution.

References

CAPDEVILA P., MEDRANO A., ASPILLAGA E., MONTERO-SERRA I., PAGÈS-ESCOLÀ M., ROVIRA G., HEREU B., LINARES C. (2019) - When life history matters: contrasting conservation actions for two co-occurring *Cystoseira* species in NW Mediterranean. In: Langar H., Ouerghi A., (eds), *Proceedings of the 6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*. Antalya (Turkey), 14-15 Jan 2019. SPA/RAC publ., Tunis: 47-52.

GRECH D. (2017) - Historical records and current status of Fucales (*Cystoseira* and *Sargassum* spp.) in the Gulf of Naples. PhD Thesis, The Open University, London - SZN, Naples: 350 pp.

GRECH D., BUIA M.C. (2017) - Progetto Fucales: un progetto pilota di scienza partecipata per la valutazione di macroalghe in regressione. *Biol. Mar. Mediterr.*, **24** (1): 146-147.

GRECH D., FALLATI L., FARINA S., GUALA I. (2019) - The Matrix Reloaded: CARLIT assessment ten years later in the Sinis coast (Sardinia, Italy) coupled with drone technology. In: Langar H., Ouerghi A., (eds), *Proceedings of the 6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*. Antalya (Turkey), 14-15 Jan 2019. SPA/RAC publ., Tunis: 53-58.

GUIRY M.D., GUIRY G.M. (2019) - Algaebase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. http://www.algaebase.org. Searched on 28 Jan 2019.

This work has been co-funded by the GIREPAM Project of the 'P.O. Marittimo Italy France 2014 2020'.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 192-193

L. Mura, P. Cossu*, S. Serra, S. Manca, M. Casu*, N. Fois

Agris Sardegna, Località Bonassai, Olmedo (SS), Italy.
lmura@agrisricerca.it
*Dipartimento di Medicina Veterinaria, Università di Sassari, Italy.

GENETIC VARIATION OF HATCHERY AND WILD POPULATIONS OF *RUDITAPES DECUSSATUS* ASSESSED BY MICROSATELLITE MARKERS

VARIABILITÀ GENETICA IN POPOLAZIONI DI SCHIUDITOIO E SELVATICHE DI RUDITAPES DECUSSATUS *VALUTATA CON MARCATORI MICROSATELLITI*

Abstract *- The restocking of wild population with captive juveniles needs an adequate genetic management to preserve the genetic integrity of wild populations. This study aimed to set the stage for such management: genetic variation in captive and wild* Ruditapes decussatus *populations was surveyed to assess whether clams from a hatchery and wild individuals show different genetic variability. Results show that the genetic makeup of hatchery-reared clams is not different from that of natural populations.*

Key-words: *grooved carpet shell, stock enhancement, genetic diversity, microsatellites, conservation.*

Introduction - Genetic variability in wild populations can be affected by the release of large numbers of juveniles reared in captivity into the natural environment for restocking purposes. If captive individuals are the offspring of a small number of breeders, genetic changes in natural populations may lead to loss of genetic diversity, maladaptations, decrease of effective population size, inbreeding and fitness reduction. The grooved carpet shell *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) is an economically important resource for Sardinian fisheries, in which restocking may contribute to increase overall production. The purpose of this study was to assess the patterns of genetic diversity in one hatchery population and four wild populations of *R. decussatus* to evaluate if the hatchery population was representative of wild populations genetic variability.

Materials and methods - Overall, 163 individuals were analysed, 122 of which belonged to natural populations from four Sardinian coastal lagoons: San Giovanni (30 individuals), Santa Gilla (32), Feraxi (30), Tortolì (30). Farmed juveniles (41) were the offspring of 48 captive breeders (23 females and 25 males), which were collected from Tortolì lagoon. Genomic DNA was extracted from the abductor muscle using the Qiagen DNeasy tissue kit. Eleven microsatellite loci (RdATC-1.34, RdATC-125, RdATC-177, RdATC-185, RdATC-219, RdATC-263, RdATC-28b, RdATC-1.79, RdATC-199, RdATC-212, RdATC-223) were used to genotype individuals using an ABI 3130xl Genetic Analyser. Departure from Hardy-Weinberg proportions (HWP) and linkage disequilibrium (LD) were tested using GENEPOP 4.7 (Rousset, 2008). The allele number (N_a), the observed (H_o) and the expected heterozygosity (H_e) and the inbreeding coefficient (F_{IS}) were estimated using GenALEx 6.5 (Peakall and Smouse, 2012). The allelic richness (A_r) was calculated using HP-Rare 1.0 (Kalinowski, 2005). Differences in genetic diversity between Tortolì wild and hatchery populations were assessed using the Mann-Whitney U test. Population effective size (N_e) was estimated using the Linkage Disequilibrium method implemented in NeEstimator 2.1 (Do *et al.*, 2014). Genetic structure was evaluated using global and pairwise *F*-statistics using Microsatellite Analyzer 4.05 (MSA, Dieringer and Schlötterer, 2003). Where necessary, the False Discovery Rate method (FDR) was used to adjust probability values (Benjamini and Yekutieli, 2001).

Results - All populations departed from HWP at locus RdATC-219, even after adjusting probabilities with the FDR method. As HWP departures were observed in other Mediterranean populations (Arias-Pérez *et al*., 2016), this locus was removed from further analyses. Evidence for LD was not detected among loci pairs after correction of probabilities by the FDR method. In the hatchery population, observed (H_o) and expected heterozygosity (H_e) were 0.683 and 0.685. In wild populations, H_o ranged from 0.669 to 0.746 and H_e ranged from 0.693 to 0.722. The mean allelic richness, based on a minimum sample size of 28 individuals, was 6.48 in the hatchery population, whereas A_r ranged from 6.63 to 7.03 in the wild populations. The hatchery population did not show lower genetic diversity than Tortolì wild population according to the one-tailed Mann-Whitney U test for either A_r (P=0.652) or H_e (P=0.812). The F_{IS} value in the hatchery was close to zero indicating a slight excess of heterozygotes in this population (mean F_{IS}=–0.002±0.039). This result likely reflects the tiny population effective size estimated for the hatchery population (N_e=29.2) which was much smaller than those estimated in wild populations (N_e=521–∞). Slight but significant genetic differentiation was found among all populations (Global F_{ST}=0.0004, P<0.05). However, pairwise multilocus F_{ST} among the five populations showed a significant population differentiation only between the hatchery and Santa Gilla populations (F_{ST}=0.018, P=0.001).

Conclusions - In this study levels of genetic diversity in terms of A_r and H_e are comparable to those reported in other Mediterranean populations (Arias-Pérez *et al*., 2016). The hatchery population does not show decreased genetic diversity compared to wild populations, nor it is genetically divergent from most of them. The breeding practices adopted in the Sardinian hatchery appear to have maintained levels of genetic variability as high as those occurring in the natural populations. Such results suggest that proper breeding practices adopted in the hatcheries may contribute to reduce the impact of released captive individuals on the genetic makeup of wild populations.

References

ARIAS-PÉREZ A., CORDERO D., BORRELL Y., SÁNCHEZ J.A., BLANCO G., FREIRE R., INSUA A., SAAVEDRA C. (2016) - Assessing the geographic scale of genetic population management with microsatellites and introns in the clam *Ruditapes decussatus*. *Ecol. Evol*., **6** (10): 3380-3404.

BENJAMINI Y., YEKUTIELI D. (2001) - The control of the false discovery rate in multiple testing under dependency. *Ann. Statist*., **29** (4): 1165-1188.

DIERINGER D., SCHLÖTTERER C. (2003) - Microsatellite analyser (MSA): a platform independent analysis tool for large microsatellite data sets. *Mol. Ecol. Notes*, **3** (1): 167-169.

DO C., WAPLES R.S., PEEL D., MACBETH G.M., TILLETT B.J., OVENDEN J.R. (2014) - NeEstimator v2: re-implementation of software for the estimation of contemporary effective population size (N_e) from genetic data. *Mol. Ecol. Resour*., **14** (1): 209-214.

KALINOWSKI S.T. (2005) - hp-rare 1.0: a computer program for performing rarefaction on measures of allelic richness. *Mol. Ecol. Notes*, **5** (1): 187-189.

PEAKALL R., SMOUSE P.E. (2012) - GenAlEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research - an update. *Bioinformatics*, **28** (19): 2537-2539.

ROUSSET F. (2008) - genepop'007: a complete re-implementation of the genepop software for Windows and Linux. *Mol. Ecol. Resour*., **8** (1): 103-106.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 194-195

M. Pertusati, M. Oliva, M. Magri, C. Ceccarelli, A. Porchera*,
A.M. De Biasi, L. Pacciardi

Consorzio per il Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata 'G. Bacci',
Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.
pacciardi@cibm.it
*Parco Naturale di Migliarino San Rossore e Massaciuccoli, Pisa, Italia.

MONITORAGGIO DI *PINNA NOBILIS* PRESSO L'AMP DELLE SECCHE DELLA MELORIA

MONITORING OF PINNA NOBILIS *IN THE MPA OF MELORIA SHOALS*

Abstract - *During the annual monitoring of* Pinna nobilis *at Meloria Shoals relatively low densities were measured. This outcome may be possibly related to the massive collection of the bivalve mollusc performed in the area before protection. Moreover, the low number of death individuals counted suggest that the recent mass mortality of* Pinna nobilis *occurring in the Mediterranean did not reach the coasts of Livorno yet.*

Key-words*:* Haplosporidium pinnae, Pinna nobilis*, mass mortality, environmental monitoring, MPAs.*

Introduzione - Il mollusco bivalve *Pinna nobilis* (Linnaeus, 1758) è inserito negli allegati della Direttiva 92/43/CEE (Direttiva Habitat) tra le specie animali di interesse comunitario che richiedono una protezione rigorosa. L'obiettivo del presente studio era il monitoraggio della popolazione di *P. nobilis* all'interno dell'Area Marina Protetta delle Secche della Meloria ai fini dell'acquisizione di dati utili per valutare lo stato di conservazione e applicare strategie gestionali. Gli obiettivi specifici erano: stimare la densità della popolazione, determinare la distribuzione spaziale e la struttura e valutare la mortalità di *Pinna nobilis* seguendo il protocollo specificato nella *Marine Strategy* FD 2008/56/EC.

Materiali e metodi - Sono stati scelti 3 siti per ciascun livello di protezione (Zone A, B, C) e 3 siti di controllo alle Secche di Vada (LI). In ogni sito sono state campionate 3 aree di 10.000 m^2 di superficie e all'interno di ogni area sono stati eseguiti 3 transetti della lunghezza di 100 m ciascuno. Il campionamento è stato effettuato a ottobre 2018, da operatori scientifici subacquei. All'interno della superficie di campionamento sono stati conteggiati tutti gli esemplari di *P. nobilis*, è stata valutata la vitalità e sono state effettuate le seguenti misure: altezza della conchiglia che fuoriesce dal substrato (UL), larghezza massima al punto di massima ampiezza dorso-ventrale della conchiglia (W), larghezza minima a contatto con il substrato (w). La lunghezza totale delle valve di ogni individuo è stata ricavata a posteriori mediante l'equazione proposta da García-March e Ferrer (1995): lunghezza totale delle valve (HT)=(1,79w+0,5)+UL. La densità di *Pinna nobilis* e le lunghezze medie della conchiglia sono state analizzate mediante PERMANOVA a 2 vie: Protezione-fisso (4 livelli), e Sito-random (3 livelli), gerarchizzato nella Protezione. Il Pair-Wise test è stato utilizzato per discernere tra livelli di fattori significativi.

Risultati - Nello studio sono stati conteggiati 330 individui tutti rinvenuti nelle praterie di *Posidonia oceanica*. La densità media di *Pinna nobilis* è risultata di 33,3±2,9 individui per ettaro all'interno dell'AMP e di 101,2±22,1 nel sito di riferimento. L'analisi PERMANOVA non ha mostrato differenze significative tra le zone dell'AMP, mentre i valori di densità erano significativamente più elevati nel controllo (Fig. 1). Presso le Secche della Meloria sono stati conteggiati 61 individui morti, con una media di 6,7±1,3 a sito, mentre nell'area di controllo tale valore diminuiva a 5,0±1,7. La lunghezza media della conchiglia era di 41,5±2,1 cm in Meloria e 43,1±2,7 cm alle

Secche di Vada e non sono emerse differenze significative tra zone a differenti livelli di protezione.

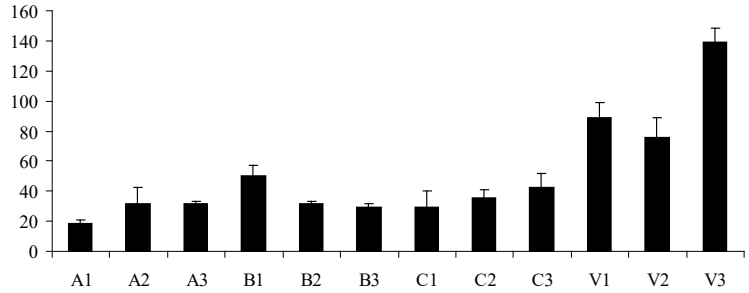


Fig. 1 - Densità (media±DS) di *Pinna nobilis* per transetto.
Transect densities (mean±SD) of Pinna nobilis.

Conclusioni - I valori di densità di *Pinna nobilis* sono risultati piuttosto bassi sia in relazione al sito di controllo, sia ai valori riportati in bibliografia per altre AMP (Coppa *et al*., 2010; Vázquez-Luis *et al*., 2014). La bassa densità rilevata potrebbe essere messa in relazione con un prelievo eccessivo antecedente alla protezione della specie. Inoltre, non è da escludere uno scarso reclutamento di questo mollusco bivalve nella zona delle Secche della Meloria dovuto a fattori idrodinamici. La popolazione analizzata è infatti risultata costituita principalmente da esemplari di medie dimensioni, che dovrebbero corrispondere ad un'età inferiore ai 10 anni (Richardson *et al*., 1999), mentre sono stati trovati pochissimi individui giovani indicando uno scarso reclutamento della specie negli ultimi anni. La quantità di individui morti non è risultata particolarmente elevata, suggerendo che l'epidemia da *Haplosporidium pinnae* (Catanese *et al*., 2018) non ha interessato per il momento la costa livornese o lo ha fatto soltanto in maniera marginale.

Bibliografia

CATANESE G., GRAU A., VALENCIA J.M., GARCIA-MARCH J.R., VÁZQUEZ-LUIS M., ALVAREZ E., DEUDERO S., DARRIBA S., CARBALLAL M.J., VILLALBA A. (2018) - *Haplosporidium pinnae* sp. nov., a haplosporidian parasite associated with mass mortalities of the fan mussel, *Pinna nobilis,* in the western Mediterranean Sea. *J. Invertebr. Pathol.,* **157**: 9-24.

COPPA S., GUALA I., DE LUCIA G.A., MASSARO G., BRESSAN M. (2010) - Density and distribution patterns of the endangered species *Pinna nobilis* within a *Posidonia oceanica* meadow in the Gulf of Oristano (Italy). *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **90** (5): 885-894.

GARCÍA-MARCH J.R., FERRER J.F. (1995) - Biometría de *Pinna nobilis* L., 1758: una revisión de la ecuación de De Gaulejac y Vicente (1990). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, **11** (2): 175-181.

RICHARDSON C.A., KENNEDY H., DUARTE C.M., KENNEDY D.P., PROUD S.V. (1999) - Age and growth of the fan mussel *Pinna nobilis* from south-east Spanish Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Mar. Biol*., **133** (2): 205-212.

VÁZQUEZ-LUIS M., MARCH D., ALVAREZ E., ALVAREZ-BERASTEGUI D., DEUDERO S. (2014) - Spatial distribution modelling of the endangered bivalve *Pinna nobilis* in a Marine Protected Area. *Mediterr. Mar. Sci*., **15** (3): 626-634.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 196-197

S. Redolfi Bristol, F. Cavraro, L. Scapin, M. Zucchetta, P. Franzoi

Department of Environmental Sciences, Informatics and Statistics (DAIS), University Ca' Foscari Venice, Via Torino, 155 - 30172 Venezia Mestre, Italy.
s.redolfibristol@unive.it

DISTRIBUTION DYNAMICS OF *SPARUS AURATA* (LINNAEUS, 1758) (OSTEICHTHYES, SPARIDAE) JUVENILES IN THE NORTHERN SUB-BASIN OF THE VENICE LAGOON

DINAMICA DI DISTRIBUZIONE DEI GIOVANILI DI SPARUS AURATA *(LINNAEUS, 1758) (OSTEICHTHYES, SPARIDAE) NEL SOTTO-BACINO NORD DELLA LAGUNA DI VENEZIA*

Abstract *- The identification of nursery fish habitats and ontogenetic shifts during growth is a crucial step for the management of transitional water ecosystems. This study shows that habitat use by* Sparus aurata *varies during growth and saltmarshes are particularly important for individuals smaller than 35 mm.*

Key-words: *lagoon, fish, nursery, conservation, habitat utilization.*

Introduction - Early life history stages of marine migrant fish species (MM) enter in transitional water ecosystems (TWE) and use them as nursery areas (Sheaves *et al.*, 2015). Inside these ecosystems, MM juveniles can change their ecological preferences towards specific habitats or environmental conditions, also in relations with ontogenetic changes in morphology, physiology and behavior. A full comprehension of the distribution dynamics of MM juveniles in TWE habitats is a crucial step in preserving and managing the functioning of these coastal ecosystems (Nagelkerken *et al.*, 2015). The aim of this work was to investigate the distribution dynamics of the MM species *Sparus aurata* (Linnaeus, 1758) in different shallow water habitats of the Venice lagoon during its juveniles stages.

Materials and methods - Sampling was carried out with a beach-seine net (2 mm mesh size) from late winter to early summer 2016, during 7 sampling campaigns in 16 stations of the northern sub-basin of the Venice lagoon. In each station, together with fish samples, the main physic-chemical characteristics were recorded. Generalized Linear Mixed Models (GLMM) were used to analyze the effects of sampling months, habitat type (either seagrass beds, saltmarshes and creeks within saltmarshes) and environmental variables (temperature, salinity, oxygen saturation, turbidity, chlorophyll concentration in water and sediment, grain size and organic content of sediment) on juvenile density distribution (individuals 100 m^{-2}). GLMMs were fitted separately using as response variable either total density or density of each one of three size classes, defined according to available literature on diet and body morphology (Russo *et al.*, 2007): class I (standard length SL<20.0 mm), class II (SL between 20.1 mm and 35.0 mm), class III (SL between 35.1 mm and 50.0 mm). This approach resulted in different sets of models depending on the response variable used. Environmental parameters and habitat types were included in models as fixed effects. Stations were included as a random effect term, to account for the potential lack of independence, as observations represent replicates over time (same point visited in different periods) and that some of stations were located close to each other (*i.e.* saltmarsh edge and tidal creek can be considered different habitats within the same sampling area). Model selection was carried out by means of Akaike Information Criterion and predictive capabilities of models were assessed by considering the correlations between predictions and observations.

Results - Results highlighted that the predictive capabilities of covariates improved when considering single size classes as response variable (Tab. 1). Smaller individuals (size class I) search tidal creek habitats rather than specific abiotic characteristics (Tab. 1). Later, class II individuals are still more abundant in saltmarsh areas and strongly avoid seagrass bed stations. In particular, this stage searches for environments characterized by high turbidity and chlorophyll concentration in the water column and organic content in the sediment, indicating a preference towards more confined habitats of the lagoon. Larger individuals (class III) are distributed without being influenced by the considered environmental conditions or habitat types but only according to sampling months.

Tab. 1 - Predictive capabilities of the selected models (correlation) and standardized coefficients estimated by GLMMs for each response variable.
Capacità predittive dei modelli selezionati (correlazione) e coefficienti standardizzati stimati dai GLMM per ciascuna variabile di risposta.

Response variable (density)	Correl. predict / observed		Temperature	Salinity	Residence time	Dissolved oxygen	Turbidity	Grain size	Organic content	Chlorophyll water	Chlorophyll sediment	Seagrass	Saltmarsh	Creek
	Stage	Overall												
Size I	0.95													0.03
Size II	0.67	**0.75**	–0.08	–0.07	–0.09	–0.18	0.24	0.14	0.19	0.26	–0.17	–1.00	0.25	
Size III	0.31		–0.11	0.01	0.01	–0.11	0.03	–0.01	–0.03	0.02	–0.03	–1.00		0.14
Total	**0.57**	/												

Conclusions - Overall, results highlighted that *S. aurata* individuals, after entering the lagoon of Venice, are not confined to a single habitat or a specific set of environmental conditions. The use of habitat seems to be related to the development stage of individuals. In general, the saltmarsh areas and tidal creeks play an important role for juveniles of *S. aurata*, suggesting saltmarsh habitats as potential conservation and management priorities.

References

NAGELKERKEN I., SHEAVES M., BAKER R., CONNOLLY R.M. (2015) - The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. *Fish Fish.*, **16** (2): 362-371.

RUSSO T., COSTA C., CATAUDELLA S. (2007) - Correspondence between shape and feeding habit changes throughout ontogeny of gilthead seabream *Sparus aurata* L., 1758. *J. Fish Biol.*, **71** (3): 629-656.

SHEAVES M., BAKER R., NAGELKERKEN I., CONNOLLY R.M. (2015) - True value of estuarine and coastal nurseries for fish: incorporating complexity and dynamics. *Estuar. Coast.*, **38** (2): 401-414.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 198-199

L. Scapin, M. Zucchetta, R. Fiorin*, F. Riccato*, P. Franzoi

Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica (DAIS), Università Ca' Foscari di Venezia, Via Torino, 155 - 30170 Mestre (VE), Italy.
luca.scapin@unive.it
*Laguna Project snc.

HABITAT DISTRIBUTION IN THE VENICE LAGOON: IS IT RELEVANT FOR ARTISANAL FISHERY?

LA DISTRIBUZIONE DEGLI HABITAT IN LAGUNA DI VENEZIA: È RILEVANTE PER LA PESCA ARTIGIANALE?

Abstract - *The potential influence of habitats on fishery yields in the Venice lagoon was investigated. The variability in bottom morphology and vegetation distribution was significantly correlated with most fishery target species, this linking habitat conservation and management with maintenance of natural resources.*

Key-words: *fishery, nekton, habitats, seascape, Venice lagoon.*

Introduction - An artisanal form of fishery is carried out in the Venice lagoon by means of fyke nets. While fishery yields are significantly affected by both natural environmental variability and anthropogenic pressures (Zucchetta *et al*., 2016), the influence of habitat distribution remains largely unknown. In this study, nekton and habitat data collected during a multi-year monitoring plan of artisanal fishery in the Venice lagoon were analysed to explore the main patterns of habitat distribution and investigate their potential influence on fishery catches.

Materials and methods - Artisanal fishery was surveyed during 2010 to 2017 in spring and autumn within six broad areas (Fig. 1).

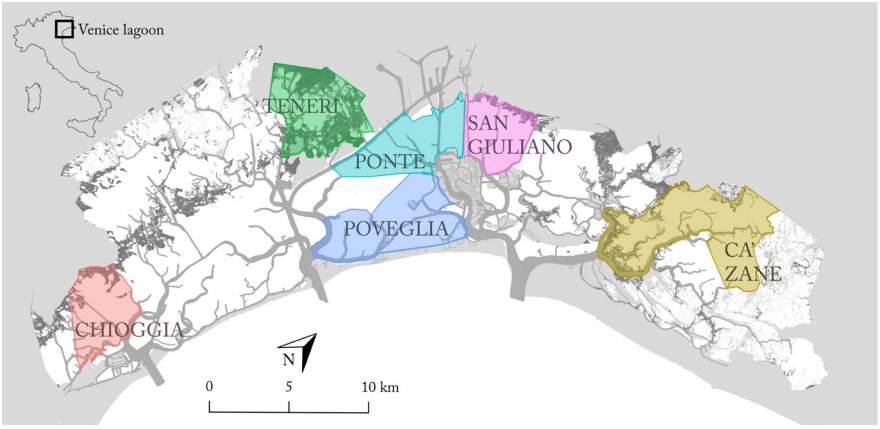


Fig. 1 - Fishery areas in the Venice lagoon.
Aree di pesca nella laguna di Venezia.

Biomass of target species (see Pranovi *et al*., 2013), together with water salinity, temperature, dissolved oxygen and turbidity, was recorded in each sampling occasion and standardised as biomass per unit effort (bpue; $g \cdot trap^{-1} \cdot day^{-1}$). Saltmarshes, intertidal flats, subtidal shallows, artificial marshes and flats, lagoon channels, seagrass meadows and emerged land were considered as habitats. Habitat distribution

was derived from land cover maps and Landsat satellite images, and habitat extent (percentage of area occupied by each habitat) was calculated. Sediment grain-size (percent sand content) and bathymetry (metres above sea level) were also considered. A Principal Component Analysis (PCA) was carried out on habitat extents, sediment grain-size and bathymetry. Spearman's correlations were calculated between principal components and water parameters, and between principal components and nekton catches.

Results - The first two principal components explained 61% of total variation in habitat extent, sediment grain-size and bathymetry. The first component (PC1; 36.8% of total variation explained) highlighted a major pattern of saltmarsh and intertidal flat distribution, being positively correlated with those habitats and bathymetry, and negatively with macroalgal beds. The second component (PC2; 24.2% of total variation explained) highlighted a pattern of seagrasses and lagoon channels distribution as well as a gradient of sediment grain-size, being positively correlated with such variables, and negatively with proportion of land, macroalgal beds and bathymetry. Both PC1 and PC2 were significantly (p-value <0.05) correlated with salinity (correlation coefficient –0.14 and 0.2, respectively) and dissolved oxygen saturation (–0.40 and 0.17, respectively). PC1 was significantly positively correlated with *Crangon crangon* (Linnaeus, 1758) and Palaemonidae bpue (correlation coefficient 0.18 and 0.17, respectively), and negatively with total target species, *Sepia officinalis* (Linnaeus, 1758) and *Zosterisessor ophiocephalus* (Pallas, 1814) bpue (–0.19, –0.21 and –0.21, respectively). PC2 was significantly positively correlated with *Atherina boyeri* (Risso, 1810), *S. officinalis* and *Z. ophiocephalus* bpue (0.13, 0.13 and 0.11, respectively), and negatively with *Chelon ramada* (Risso, 1827), *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758) and Palemonidae bpue (–0.18, –0.16 and –0.16, respectively).

Conclusions - Despite a certain degree of redundancy between water physico-chemical parameters and habitat patterns, the many significant correlations observed between habitat distribution and fishery catches suggest that these relationships are worth investigating further. Bpue of species such as shrimps *C. crangon* and Palaemonidae, for instance, seemed to be particularly linked to saltmarsh and intertidal habitats; in turn, grass goby *Z. ophiocephalus* and cuttlefish *S. officinalis* seemed to respond positively to seagrass meadows. Many nekton species targeted by artisanal fishery are sensitive to habitat loss in coastal lagoons (Pérez-Ruzafa and Marcos, 2012; Zucchetta *et al*., 2016). For this reason, future works should aim at analysing the actual influence of saltmarshes, intertidal flats, seagrass meadows and other shallow water habitats on the maintenance of fishery resources in these ecosystems.

References

PÉREZ-RUZAFA A., MARCOS C. (2012) - Fisheries in coastal lagoons: an assumed but poorly researched aspect of the ecology and functioning of coastal lagoons. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **110**: 15-31.

PRANOVI F., CACCIN A., FRANZOI P., MALAVASI S., ZUCCHETTA M., TORRICELLI P. (2013) - Vulnerability of artisanal fisheries to climate change in the Venice Lagoon. *J. Fish Biol.*, **83** (4): 847-864.

ZUCCHETTA M., SCAPIN L., CAVRARO F., PRANOVI F., FRANCO A., FRANZOI P. (2016) - Can the effects of anthropogenic pressures and environmental variability on nekton fauna be detected in fishery data? Insights from the monitoring of the artisanal fishery within the Venice lagoon. *Estuar. Coast.*, **39** (4): 1164-1182.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 200-201

M. Simeone, P. Masucci

Centro Studi Interdisciplinari Gaiola onlus, CeRD A.M.P, Parco Sommerso di Gaiola,
Discesa Gaiola, 27-28 - 80123 Napoli, Italia.
m.simeone@gaiola.org

PROGETTO "SOMMERGIAMOCI" NELL'AMP PARCO SOMMERSO DI GAIOLA

"SOMMERGIAMOCI" PROJECT IN THE MPA GAIOLA UNDERWATER PARK

Abstract *- The present work describes the experimental "Sommergiamoci" project, realized in the Marine Protected Area Gaiola Underwater Park (Gulf of Naples), for the implementation of an alternative system for the sustainable use of the underwater environment through the use of new technologies.*

Key-words: *diving, conservation, sustainable use, live 3D, underwater park.*

Introduzione - Il progetto "Sommergiamoci" nasce dalla necessità di sviluppare nuove forme non invasive di fruizione e divulgazione del patrimonio naturalistico ed archeologico sommerso dell'Area Marina Protetta Parco Sommerso di Gaiola (Napoli), mediante l'utilizzo di nuove tecnologie. Com'è noto, infatti, da un lato lo sviluppo del turismo subacqueo deve coniugarsi spesso con le esigenze di contingentamento dei flussi su habitat e biocenosi a maggiore vulnerabilità presenti nelle AMP (Hawkins e Roberts, 1992; Agnesi *et al*., 2001; Cattaneo-Vietti e Tunesi, 2007), dall'altro la necessità di aumentare la conoscenza del mondo sommerso, anche e soprattutto ai fini didattici e formativi, rappresenta una *mission* imprescindibile per tutte le AMP. Scopo del progetto è stato quindi quello di realizzare un sistema sperimentale di trasmissione in diretta audio/video dai fondali che rendesse quanto più reale possibile l'esperienza della visita subacquea, all'interno del Centro Ricerca e Divulgazione del Parco, senza portare materialmente in immersione i visitatori. Il Progetto "Sommergiamoci", ideato e curato dal Centro Studi Interdisciplinari Gaiola onlus, d'intesa con la Soprintendenza Archeologia della Campania ed in collaborazione con le Università di Napoli Parthenope e Federico II, è stato cofinanziato dalla Presidenza del Consiglio dei Ministri - Dipartimento della Gioventù e del Servizio Civile Nazionale.

Materiali e metodi - Il progetto iniziato nel 2015 si è svolto in tre fasi: 1) messa a punto del sistema di trasmissione audio/video e allestimento sala esperienziale; 2) sperimentazione del sistema con gruppi target selezionati; 3) diffusione e promozione del nuovo sistema. Durante la prima fase si sono svolte diverse prove di trasmissione dei segnali audio e video mare-terra, privilegiando sistemi wireless di vario genere (over IP, up-link dsng, JSCC) per garantire una maggior libertà di movimento e confort del subacqueo ottimizzando la logistica e la facilità di utilizzo. Per quanto riguarda la tipologia di segnale video ci si è concentrati sul full HD 3D al fine di aumentare l'effetto emozionale della visione. L'allestimento sala è stato concepito sperimentando allestimenti scenici, sonori e visivi volti ad aumentare l'atmosfera di immersione sottomarina. Per la seconda fase sono stati coinvolti nel progetto scuole medie superiori e studenti universitari ai quali sono stati somministrati dopo l'esperienza test di gradimento multi risposta per migliorare la messa a punto del sistema e verificarne la funzionalità. L'ultima fase è stata la promozione del sistema al pubblico attraverso un portale web dedicato www.sommergiamoci.it.

Risultati - Nell'arco di 2 anni è stato messo a punto un sistema di videocomunicazione wireless 3D in diretta dai fondali del Parco, coinvolgendo 1296 studenti delle scuole e 468 studenti universitari. L'attività di sperimentazione dell'impianto tecnologico ha portato alla realizzazione di un sistema modulare formato da: 1) operatore sub con telecamera 3D scafandrata e sistema di comunicazione granfacciale, 2) modulo di trasmissione galleggiante, collegato via cavo al subacqueo, sul quale è installato il sistema di alimentazione e trasmissione audio-video e 3) stazione ricevente posizionata sul tetto del CeRD e collegata alla sala immersiva denominata "stanza in fondo al mare", dotata di un sistema di domotica per la sincronizzazione di effetti luce ed audio con le immagini subacquee. Per la trasmissione wireless a lunga distanza del segnale video 3D si è utilizzato il sistema FPV della Connex. Il sistema, ideato per il volo dronico, ben si è adattato alle esigenze del progetto, garantendo alta qualità (1080p/60), stabilità di trasmissione e bassissima latenza di segnale (meno di 1 ms). La sperimentazione del sistema sugli utenti finali ha dato risultati eccellenti. Circa l'88% dei partecipanti ha dichiarato di aver avuto la sensazione di stare realmente sott'acqua, il 97% ha dichiarato che la visione 3D ha aumentato il grado di coinvolgimento, il 99,30% ha dichiarato che l'esperienza ha generato maggiore curiosità per il mondo sommerso ed il 97% che ha aumentato le proprie conoscenze sul mondo marino. Solo lo 0,014% ha ravvisato sintomatologie negative quali nausea o mal di mare.

Conclusioni - Il progetto "Sommergiamoci" ha permesso di dotare il Parco Sommerso di Gaiola di un sistema innovativo, di facile utilizzo ed a basso budget per permettere la fruizione del patrimonio subacqueo in maniera sostenibile e non invasiva. Considerando infatti le attuali dimensioni della cosiddetta "stanza in fondo al mare" si ha un rapporto di 1 sub in immersione reale e 35 fruitori dell'immersione all'asciutto che non hanno alcuna interazione diretta con i fondali. Inoltre, una volta arrivato alla stazione ricevente, il segnale può essere diffuso in streaming in rete, consentendo di avere un rapporto di 1 ad n fruitori. Tuttavia, è evidente che la visione in full HD 3D e gli altri accorgimenti tecnologici finalizzati ad aumentare la "sensazione immersiva" giocano un ruolo importante nella percezione realistica dell'esperienza, che lo streaming in rete non fornisce. In definitiva il sistema può rappresentare sia una valida alternativa per garantire una forma di fruizione di zone di particolare pregio e vulnerabilità dove la normativa dell'AMP impone maggiori restrizioni alle visite subacquee (zone di Riserva Integrale, habitat prioritari), sia un valido strumento per avvicinare alla conoscenza del mondo marino una vasta gamma di utenti che non praticano l'attività subacquea. Naturalmente il sistema ha anche diverse possibilità di applicazione in altri settori come quello della ricerca scientifica e della formazione specialistica.

Bibliografia

AGNESI S., DI NORA T., TUNESI L. (2001) - The study of diving tourism to support the adaptive management in an Italian marine protected area (Ustica Island). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **36**: 347.

CATTANEO-VIETTI R., TUNESI L. (2007) - *Le aree marine protette in Italia: problemi e prospettive*. Aracne Ed., Roma: 252 pp.

HAWKINS J.P., ROBERTS C.M. (1992) - Effects of recreational scuba diving on fore-reef slope communities. *Biol. Conserv.*, **62** (3): 171-178.

Tema

“LA BIOLOGIA MARINA IN UN MARE CHE CAMBIA”

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 203-211

S. Rossi

Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche ed Ambientali, Università del Salento,
Campus Ecotekne, Palazzina A - 73100 Lecce, Italy.
sergio.rossi@unisalento.it

HISTORICAL ECOLOGY, UNDERSTANDING THE PRESENT PANORAMA USING PAST SCENARIOS

ECOLOGIA STORICA, CAPENDO IL PRESENTE USANDO SCENARI DEL PASSATO

Abstract - *Understanding the fast changes we are now witnessing needs a deep understanding of what was natural in our oceans centuries ago. Historical ecology is a good tool that, even if not quantitative (is very difficult to make realistic numbers of what happened in the past in terms of demography, ecosystem functioning and biodiversity), helps to better focus the positive feedback that we are now facing to the loss of biodiversity, climate change impacts or overexploitation of our oceans. This short essay highlights the importance of the discipline, giving some examples that may be useful to understand how the huge transformations of the seas are not new. We are already shifting to a new phase in our ecosystems, but such transformation is not new at all.*

Key-words: *ecosystem transformation, past events, overfishing, oyster beds, red coral.*

When I started my career in biology, I understood that mankind is one of the few species on the planet capable of changing the global environment. At the end of the last great glaciation about 11,500 to 10,000 years ago (the beginning of the Holocene), humans began to take up their position on what would be the great transformation of ecosystems wherever they set foot (Lotze, 2005). Sea level began to rise again, as a result of the massive melting of the glaciers, in some places reaching tens of metres higher than previously, until quasi-stabilization about two or three thousand years ago. New submarine platforms were created, new shallow areas where humans began to settle to take advantage of the resources of the border between sea and land: the shore. The shore has the advantage of offering the fruits of both land and sea and, although they began to exploit the intertidal zone and the marshes more from necessity than curiosity, people soon learned that the sea was a very rich and varied resource (Roberts, 2007). Freed from the restraints of the impressive ice cover (more than 40 million square kilometres at the end of the Pleistocene Period), the inhabitants of the Mediterranean basin and other places such as Central Europe found that the stabilization of the climate represented an opportunity to expand their dominion thanks to agriculture, grazing and, gradually, the centralization of activity in cities. Much earlier, human migrations had already begun to account for large mammals in various parts of the world (Osborne *et al*., 2008). Some 40,000 years ago, the last great migrations from the African continent were reaching where they had never been able to before, exploiting resources to maintain settlements first through hunting and fishing and then through agriculture and grazing. Climate change accompanied the agricultural expansion, with a gradual rise in temperatures and the extension of wooded, moist areas, in contrast to the great desert areas typical of the end of the last glaciation (Osborne *et al*., 2008). This warm climate accompanied mankind about nine thousand years ago, reaching its peak about five thousand years ago, when it gradually cooled down again gently, stabilizing to some extent about four thousand years ago. Even then, the coast was one of the areas under most pressure from agricultural and urban populations (Lotze, 2005). So, to what extent is what we see today natural, in the midst of our Anthropocene epoch? Historical ecology is a very young discipline (Thurstan *et al*., 2017). The real impact of mankind, not only

in the last fifty to a hundred years but long before, is a slippery and difficult subject to interpret (Jackson, 2001). Perhaps because of this it is attractive in the eyes of a scientist. I have been very interested in it over the last few years, especially after a talk by a scientist such as Jeremy Jackson who made me ask the simple question, whether anything that we see at the moment can actually be considered 'natural' (Jackson, 1997; Jackson *et al*., 2001). Let's take an example: some 7,500 years ago, the inhabitants around the Wadden Sea, between the coasts of Netherlands and Denmark, saw groups of grey whales and fin whales approaching to feed in shallow waters rich in small crustaceans. Probably due to the inaccessibility of the sea in those initial times, their feeling must have been one of fear and curiosity. In any case, these large animals were not the object of active hunting due to the impossibility of reaching them without appropriate boats and gear. But other animals were more within reach of their spears, bows and traps. During the Roman era, grey seals, large fish such as sturgeons, salmon and rays, large birds and other animals began to be hunted constantly, and hunting gradually spread to the whole of Europe (Lotze, 2005). The Middle Ages are considered to be the turning point in the systematic exploitation of the sea. It is at this time that fishing gear such as traps or nets were optimized, but above all it was the moment when cities started in earnest, increasing their populations and therefore their pressure on the environment (Roberts, 2007). In medieval markets it was common to find porpoise meat and other small cetaceans that had swum in the coastal areas of the Wadden Sea, and the exploitation of cod and herring had already entered into an industrial stage of exploitation (Lotze, 2005). The first to suffer the consequences were river and estuarine fish, some of whose populations disappeared or were reduced between the twelfth and fifteenth centuries. Not only fishing but the management of the riverbeds and their pollution began to affect the organisms that lived there. Holland towards 850 AD had almost 100% of uncultivated land: forests, steppes, marshes, but by 1350 only 50% was still "virgin" in some sense (Lotze, 2005). But one of the direct or indirect effects of coastal exploitation was the loss of so-called 'complex' ecosystems. Thus, the oyster banks that were already consistently exploited in 1000 AD became over-exploited in the seventeenth century, reaching near collapse in the nineteenth century, a pale reflection of what they were in the past (Thurstan *et al*., 2017). Another example is the tubeworms that formed authentic reefs, which have since disappeared, thus all their associated fauna, due to collapse by sedimentation and trawler fishing; or plants such as *Zostera marina*, which went from occupying 150 square kilometres around 1870 to less than a square kilometre today, due to active commercial exploitation (more than 750 tonnes were extracted annually between 1869 and 1930; Lotze, 2005). Mussel banks fared no better, and in the Netherlands alone were reduced from more than 4,000 hectares to under 200 today. With the destruction of these habitats, of course, the associated species that were actively exploited through small-scale local fishing disappeared (Roberts, 2007). Little by little, all the organisms disappeared that had been controlling the levels of microscopic algae, sedimentation and recycling of matter in coastal areas (Officer *et al*., 1984; Jackson *et al*., 1996, 2001). The most recent changes were those to red and brown algae, which are longer lived but less resistant to organic and inorganic pollutants than the weeds and slime that now festoon the shores of the Wadden Sea (Lotze, 2005). The vision we have of this and other seas at present is completely different from what it would have been a few hundred years ago. Some 350 years ago, the inhabitants of this northern European coast saw the last of the whales, never to return because they had become the main target for hunters. The descendants of those who were surprised to see those giants so close to the coast would never see such a sight off their shores (Roberts, 2007). Because of this profound transformation, some 300 to 400 years ago the first Dutch and English settlers who

arrived in Chesapeake Bay (eastern United States) could not believe what they saw: an enormous bay of more than 165,000 square kilometres (more than a third of the surface area of Spain), full of cetaceans, birds and fish, populating the paradise that they were entering to transform irredeemably. The Indians had already transformed the system, but the rapid expansion of the colony and a vision of the system as seemingly inexhaustible were to affect that area of the planet in just a few hundred years (Jackson, 2001). The new settlers had something that the Indians did not: boats that could travel away from the shore to increase the catch of fish or large cetaceans. For the men and women who arrived, wildlife was simply a commodity to be exploited, backed by the Christian doctrine of the subjugation of nature to mankind's power and needs. Settlers along the Potomac, James and Susquehanna Rivers soon learned to exploit salmon, sturgeon, trout, cod and other fish, which were abundant and shared the habitat with whales and other cetaceans. There are reports of sturgeons over 5 metres long, weighing almost five tonnes: in a single day, a group of five to ten fishermen could fish over 600 specimens of varying sizes. There are also reports of fishing or similar extractions of other organisms, but the one that undoubtedly had the greatest impact on the overall functioning of the bay was the destruction of the oyster beds (Roberts, 2007). There is historical evidence of huge banks of oysters, hundreds of metres wide and kilometres long, that were found in shallow areas along the 300 kilometres offshore that make up the Chesapeake Bay area (Jackson *et al*., 1996, 2001). The boats even ran aground on these dangerous banks. Oysters were systematically exploited from 1800 until they were removed by mechanical means (excavators) in 1870, cleaning the channels of these bivalve molluscs. Little by little, the regression of the oysters had unexpected effects. These animals are active filters, acting as the kidneys of the system (Jackson *et al*., 2001). Before 1850, they were able to filter all the water in the bay in a week. Recent estimates of the density and distribution of these creatures put the time needed to do the same task at between 46 and 50 weeks (Officer *et al*., 1984; Jackson *et al*., 2001). Proliferations, or 'blooms', of single-celled algae have always been frequent in this area, because these microscopic plants are highly productive and have a high concentration of nutrients. Oysters (and other organisms) had been responsible for transforming many of these living particles into living or dead biomass by filtering and retaining them. Agricultural and urban development waste provided more nutrients that made these blooms more frequent, persistent and concentrated in terms of algae per cubic metre. In 1930, the first symptoms of anoxia began to be detected in the deeper areas of Chesapeake Bay (Officer *et al*., 1984). After the spring/summer bloom, some of the algae remained unconsumed by the now-extinct oyster banks and other organisms that had suffered a similar fate, and hung in the background. Here, the concentration of organic matter increased further, and bacteria found it an ideal substrate for uncontrolled growth. In order to consume organic matter, bacteria have to breathe, so one of the immediate effects was the elimination of the oxygen necessary for other organisms (Fig. 1). Today, dead zones of between 15 and 50 metres deep have been created in which organisms such as fish, molluscs or crustaceans cannot live (Officer *et al*., 1984). Those that are able, such as blue crabs, move to shallower areas, while others, such as sponges, gorgonians or sessile bivalves, perish due to lack of oxygen. Chesapeake Bay is now just a relic of what it was in the not-so-distant past. The same can be said of seas such as the Mediterranean and the Caribbean, in fact in each and every place on the planet, because our influence on the sea has been decisive for much longer than it seems. But what is wrong with such changes, apart from not seeing large animals and the earlier pristine beauty? What's the problem? As we will see, the damage to a number of ecosystems has led to a marked reduction in their functioning.

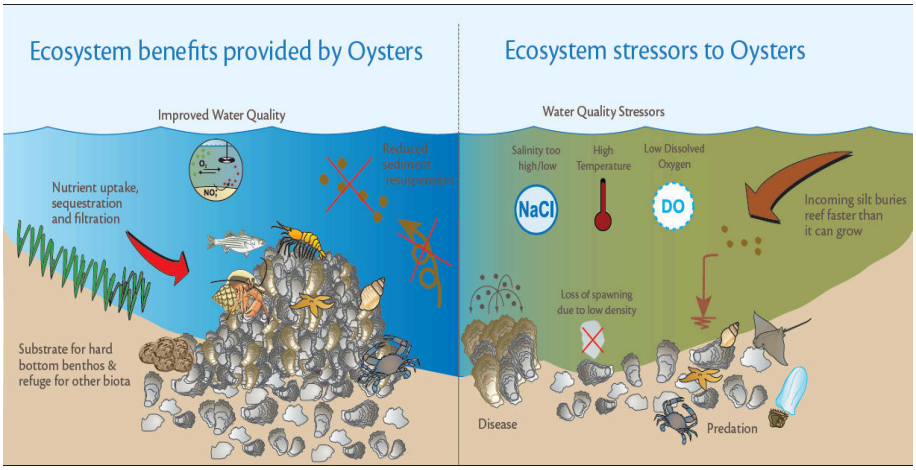


Fig. 1 - Oyster beds provide different ecosystem services; one of the most important is the capability to actively filter particles such as detritus and phytoplankton. The depletion of these organisms has a direct impact on the overall system (source: https://estuarychesapeake.wordpress.com/tag/oyster-reefs/).

I banchi di ostriche forniscono diversi servizi ecosistemici; uno dei più importanti é la capacità di filtrare le particelle di detritus e fitoplancton attivamente. Quando scompaiono questi organismi c'è un impatto diretto su tutto il sistema (fonte: https://estuarychesapeake.wordpress.com/tag/oyster-reefs/).

Little by little, statistics are being revealed that show that we live surrounded by an 'unnatural' ocean (Jackson, 1997; Thurstan *et al*., 2017). Knowledge of the ocean is based on a completely distorted picture of what once was the actual functioning of ecosystems. Many habitats such as coral reefs, underwater plant meadows or estuaries do not function as they used to, and this is having an impact not only on the amount of protein that we can extract from the sea in the form of fish, cephalopods or crustaceans but also on the planetary dynamics themselves (Hughes, 1994). Changes in our oceans generally result in a loss of diversity, structural complexity, functional skills and economic services, because complex systems have the capacity to absorb the carbon that is generated in the atmosphere on the one hand, and to store life that can then be exploited in various ways on the other. The Mediterranean shore, one of the coastlines most altered by humans in the last ten thousand years, has more than 22,000 square kilometres covered in asphalt, concrete and cement, which have changed the way the system works. It has been a major blow to a system already suffering from overfishing and the destruction of complex habitats: in just ten years, from 1990 to 2000, 10% of this transformation has taken place in the form of ports, urbanizations, roads... a series of artificial habitats that have a decisive influence on the global functioning of coastal ecosystems, and never in a positive way (Airoldi *et al*., 2009). The most vulnerable animals and plants are precisely those that live the longest and, in turn, are the most capable of sequestering nutrients and carbon from the system (Jiménez and Orejas, 2017). What we see today is a series of systems dominated by small fish and invertebrates, where cycles are very short and microbes are the real masters of the landscape. We will have to wait decades or centuries to see the return of megafauna (whales, sharks, tuna, groupers, turtles and manatees), while small invertebrates increase everywhere, as they occupy the niche that the larger ones have not been able to dominate for centuries, due to over-exploitation (Roberts, 2007). In the end, what we see is a series of 'two-

dimensional' habitats where a third dimension of large herbivores and carnivores, large coral reefs and extensive macroalgae and spermatophyte meadows give our oceans a completely different meaning and functionality (Jackson, 2001). But are these factors so important for the functioning of the living planet? What role can they play in the cycles of matter and energy? Open questions that will shed light to the ongoing panorama.

The extinction of the great auk

Like other extinct, flightless birds like the dodo or moa, the great auk (*Alca impennis*, Fig. 2) has a sad history. This bird, typically about 50 to 70 cm in height (it reached a maximum height of a metre and sometimes weighed more than 5 kilos), was actively hunted from the Neolithic period. There is fossil evidence that it was spread across the East and West Atlantic, from Florida to Newfoundland and from the Portuguese coast to the Baltic Sea. It was also observed in the waters of the Western Mediterranean until about four or five thousand years ago. It has been speculated that during the twelfth and thirteenth centuries great auks migrated northwards in a time of climatic warming: this would have led them to Greenland (Roberts, 2007). In the islands of the British archipelago the bird served as currency for the inhabitants along the coast in purchasing grain and other products that had to be obtained from afar, but the people who exploited it the most in recent history were sailors fishing in remote areas, were involved in naval conflicts or simply passing along the trade routes. The bird, always trusting, laid a single egg (much appreciated for its taste) from which a chick emerged quickly, in about six weeks, then went to sea with its parents. In the water it was an unbeatable bird, able to dive for several minutes to catch fish or squid, but it had to go ashore to nest, making it highly vulnerable (Serjeantson, 2001).

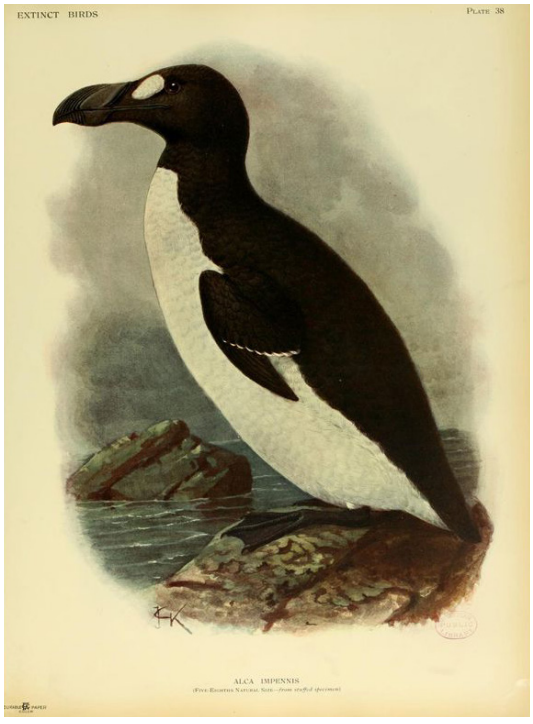


Fig. 2 - Great auk from Walter Rothschild's *Extint birds* (source: Biodiversity Heritage Library).
Alca impenne di Walter Rothschild's Extint birds (fonte: Biodiversity Heritage Library).

Its large size and abundant numbers certainly put great pressure on the schools of fish in the areas where it lived, especially on herring and other pelagic fish. The most widespread form of hunting was simply to beat them to death, although there are reports of large numbers being caught alive and transported to other places where they were kept for a long time until they were killed for food. In some places they were accidentally taken in large numbers in fishing nets, but generally their extinction was due to systematic exploitation by sailors and coastal inhabitants. When they were no longer abundant, the total lack of regulation by the authorities was a serious disadvantage, in many cases because they lived in places where there was no clear jurisdiction over resource exploitation: the great auk was everyone's, and everyone had the right to hunt them down (Roberts, 2007). Little by little they disappeared from places where they had been common. When Linnaeus described and named them in 1758, they were already extremely rare along the coasts of Europe. In the Baltic the last was sighted in 1790, and by 1800 they had disappeared from North America, where they were known to be once abundant north of New York. Slowly but inexorably, the colonies became isolated in remote places in the northernmost parts of the Atlantic. Between 1808 and 1813 ships in the Napoleonic conflict used the few remaining specimens in the north for supplies, leaving only a few in Iceland. As great auks became so rare, their value to collectors rose many greatly. Around 1830/1831, a series of expeditions associated with museums and private collectors wreaked havoc among the last few specimens that were taking refuge on islands around Iceland. In 1830, an earthquake sank the island of Geirfunglaster, the site of one of the largest colonies still in existence in the area (Roberts, 2007). At this point, the inhabitants of the surrounding islands suddenly began to see great auks returning to places from where they had disappeared decades earlier. They were hunted again. The sailors who frequented those seas considered them to have become extinct around 1840, yet in 1844 the last expedition was mounted to find live great auks. The price had risen astronomically, reaching 100 Danish kroner at that time for the capture of a live specimen. The last pair were found by this same expedition on the island of Eldey. The five men of the expedition sighted the great auks, went down to the beach where they were standing, and killed them. They were aware that they were probably the last great auks, or boreal penguins, in existence (Serjeantson, 2001). The irony is that shortly after this last sighting, when their extinction had been recorded, thanks to the work of Darwin and Wallace debate on the evolution of species started. At that time, various scientific forums asked the question, 'Are great auks an example of maladjustment? Is this a clear case of survival of the strongest and disappearance of the weakest?' This represents one of the earliest examples of a misunderstanding of evolutionary theory due to human imbecility.

The red forest that disappeared

The disappearance of the red coral forests, corals shaped like a small vermilion tree that are endemic to the Mediterranean and part of the eastern Atlantic, is perhaps one of the least known and saddest phenomena to have taken place in our seas (Tsounis *et al*., 2010). Precious corals, as we shall see below, have been traded since the earliest times (Tescione, 1973). In particular, the exploitation of red coral (*Corallium rubrum*) dates back to the Palaeolithic period. Remains of objects made of red coral have been found from more than 25,000 years ago, and in the Neolithic age it was already being traded by the Minoan and Mycenaean civilizations (Jiménez and Orejas, 2017). The first traders must have found whole branches of this coral after strong easterly storms because, even in the twentieth century until a few decades ago, it could be found points on the beaches of northern Catalan Coast after gales (author personal observation). It became an essential material in Mediterranean culture and later was

exported to places such as Nepal, China and Japan, Yemen, Persia and Jordan, where it was used for decorative objects, as amulets, in potions and as a status symbol (Tsounis *et al*., 2010; Jiménez and Orejas, 2017). We have found engravings from that time showing people extracting large branches of red coral by free diving, so it must have been at shallow depths. The Romans used it widely to cure various diseases and to concoct love potions, taking it from nearby shores, starting with those of Lazio and Tuscany. This did not decline with the arrival of Christianity, which used it, especially in the beginning, as a protection against Satan. Extraction spread, gradually becoming industrialized and no longer from shallow depths by free diving, because the red coral that could be reached that way had probably been exhausted in accessible places. Instead, devices similar to a 'St Andrew's cross' were used, a device in the form of crossed sticks with hanging nets that dragged the bottom to pull up coral branches and bring them aboard (Tsounis *et al*., 2010). Deeper and deeper extraction was taking place, and more and more men and boats were being used to obtain the precious 'red gold'. Begur, in Catalonia, was perhaps one of the first industrial centres of production and trade between the fifteenth and seventeenth centuries, and there were other Mediterranean cities, such as Genoa, Pisa and Marseilles, that challenged its monopoly of a trade that extended to the New World (Jiménez and Orejas, 2017). The exploitation, more mining than fishing, consisted of finding a coral bank and extracting coral it until it was exhausted, then moving to the next (Fig. 3).

Fig. 3 - Red coral being harvested in the shallow waters off the Sicily coast. As can be seen, in the eighteenth century the precious coral was gathered by freediving, nowadays impossible (source: Tescione, 1973).

Corallo rosso pescato in acque poco profonde nelle coste siciliane. Come si può vedere, nel secolo XVIII il corallo poteva essere raccolto in apnea, cosa assolutamente impossibile oggi giorno (*fonte: Tescione, 1973*).

The *coralline* (boats dedicated to coral extraction) reached their maximum numbers in the nineteenth century, when the craft and market were concentrated in Torre del Greco, near Naples. In 1862 there were about 350 ships, and in just two years these increased to more than 1,200 for the systematic plunder of the known banks (Tescione, 1973). Red coral began to disappear from certain areas, from where it would not recover, and in others it was then exploited until the forest of red 'trees' of about 20 to 30 cm in height (branches up to 50 cm and trunks of over 3 cm in diameter are known) was reduced to a field of mere blades of grass just 4 to 8 cm in height and a few mm at the base (Tsounis *et al*., 2013). The last major bank to be exploited was Alborán in the 1980s, where *coralines*, especially from Sicily, plundered the unspoilt resource without control (Tsounis *et al*., 2010). The arrival of scuba diving in the 1950s and 1960s was the final blow, because divers could penetrate the coral reefs where the bars and beams of the St Andrew's cross-style gear and nets could not: caves, cracks, ceilings of large rocks and walls. In the Medes Islands (Girona), in the 1960s and 1970s, the Cow Tunnel was an underwater cathedral, its walls almost entirely lined with crimson forest. Within a few weeks, divers had destroyed the red trees, removing everything. Today there is hardly any coral - here and there, in the tunnel, twigs of a few centimetres in length try to survive and grow. A few millennia ago the hard substrate, the rock of our Mediterranean coasts, must have been widely populated by this red forest, a living stone paradise formed by the slow-growing organism, red coral. As an eco-engineering species, its three-dimensional structure added a great deal of complexity to the system (Rossi *et al*., 2008). It served to retain particles and transform currents, had a great impact on the recycling of matter and was a refuge for countless organisms. But the vermilion forest has disappeared, and we shall probably never see the like of this splendour again.

References

AIROLDI L., CONNELL S.D., BECK M.W. (2009) - The loss of natural habitats and the addition of artificial substrata. In: Wahl M. (ed), Marine hard bottom communities. *Ecol. Stu. An*., **206**: 269-280.

HUGHES T.P. (1994) - Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, **265** (5178): 1547-1551.

JACKSON J.B.C. (1997) - Reefs since Columbus. *Coral Reefs*, **16** (Suppl. 1): 23-32.

JACKSON J.B.C. (2001) - What was natural in the coastal oceans? *P. Natl. Acad. Sci. USA*, **98** (10): 5411-5418.

JACKSON J.B.C., BUDD A.F., PANDOLFI J.M. (1996) - The shifting balance of natural communities? In: Jablonski D., Erwin D.H., Lipps J.H. (eds), *Evolutionary paleobiology*. The University of Chicago Press, Chicago: 89-122.

JACKSON J.B.C., KIRBY M.X., BERGER W.H., BJORNDAL K.A., BOTSFORD L.W., BOURQUE B.J., BRADBURY R.H., COOKE R., ERLANDSON J., ESTES J.A., HUGHES T.P., KIDWELL S., LANGE C.B., LENIHAN H.S., PANDOLFI J.M., PETERSON C.H., STENECK R.S., TEGNER M.J., WARNER R.R. (2001) - Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, **293** (5530): 629-637.

JIMÉNEZ C., OREJAS C. (2017) - The builders of the oceans - Part II: Corals from the past to the present (the stone from the sea). In: Rossi S., Bramanti L., Gori A., Orejas C. (eds), *Marine animal forests*. Springer, Cham: 657-697.

LOTZE H.K. (2005) - Radical changes in the Wadden Sea fauna and flora over the last 2,000 years. *Helgoland Mar. Res*., **59** (1): 71-83.

OFFICER C.B., BIGGS R.B., TAFT J.L., CRONIN L.E., TYLER M.A., BOYNTON W.R. (1984) - Chesapeake Bay anoxia: origin, development, and significance. *Science*, **223** (4631): 22-27.

OSBORNE A.H., VANCE D., ROHLING E.J., BARTON N., ROGERSON M., FELLO N. (2008) - A humid corridor across the Sahara for the migration of early modern humans out of Africa 120,000 years ago. *P. Natl. Acad. Sci. USA*, **105** (43): 16444-16447.

ROBERTS C. (2007) - *The unnatural history of the sea*. Island Press, Washington, DC: 456 pp.

ROSSI S., TSOUNIS G., OREJAS C., PADRÓN T., GILI J.-M., BRAMANTI L., TEIXIDÓ N., GUTT J. (2008) - Survey of deep-dwelling red coral (*Corallium rubrum*) populations at Cap de Creus (NW Mediterranean). *Mar. Biol.*, **154** (3): 533-545.

SERJEANTSON D. (2001) - The great auk and the gannet: a prehistoric perspective on the extinction of the great auk. *Int. J. Osteoarchaeol.*, **11** (1-2): 43-55.

TESCIONE G. (1973) - *The Italians and their coral fishing*. Fausto Fiorentino Ed., Napoli: 490 pp.

THURSTAN R.H., PANDOLFI J.M., zu ERMGASSEN P.S.E. (2017) - Animal forests through time: historical data to understand present changes in marine ecosystems. In: Rossi S., Bramanti L., Gori A., Orejas C. (eds), *Marine animal forests*. Springer, Cham: 947-963.

TSOUNIS G., ROSSI S., BRAMANTI L., SANTANGELO G. (2013) - Management hurdles for sustainable harvesting of *Corallium rubrum*. *Mar. Policy*, **39**: 361-364.

TSOUNIS G., ROSSI S., GRIGG R., SANTANGELO G., BRAMANTI L., GILI J.-M. (2010) - The exploitation and conservation of precious corals. *Oceanogr. Mar. Biol.*, **48**: 161-212.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 212-215

D. Asnicar, M.G. Marin

Dipartimento di Biologia, Università di Padova, Via U. Bassi, 58/B - 35131 Padova, Italia.
davide.asnicar@phd.unipd.it

EFFETTI DI UN'ESPOSIZIONE A MEDIO TERMINE A CONDIZIONI DI ACIDIFICAZIONE NEL RICCIO DI MARE *PARACENTROTUS LIVIDUS* - RISULTATI PRELIMINARI

EFFECTS OF A MID-TERM EXPOSURE TO ACIDIFICATION IN THE SEA URCHIN PARACENTROTUS LIVIDUS - *PRELIMINARY RESULTS*

Abstract *- There is growing concern about the capability of marine invertebrates, such as echinoderms, to cope with environmental changes that are occurring much faster than in the past. To investigate the adaptive potential to environmental stressors, such as ocean acidification, adult sea urchins* Paracentrotus lividus *(Lamarck, 1816) were exposed for two months to two pH values (natural and –0.4 units pH). Physiological and behavioural responses were assessed to shed light on the potential effects of the pH reduction.*

Key-words: Paracentrotus lividus*, acidification, physiological responses, behaviour.*

Introduzione - L'utilizzo di combustibili fossili sin dall'inizio dell'era industriale ha causato l'aumento della concentrazione di anidride carbonica nell'atmosfera. Circa il 30% della CO_2 prodotta dalle attività umane è assorbita dalle acque marine (IPCC, 2014). L'aumento della concentrazione di CO_2 nei mari porta a ipercapnia, un aumento della pCO_2, negli organismi (Melzner *et al*., 2009) e a cambiamenti nel sistema tampone dei carbonati nelle acque, causando la diminuzione del pH e la sottosaturazione della calcite e dell'aragonite, le due principali forme minerali di carbonato di calcio. In letteratura non sono presenti molti studi relativi all'effetto dell'acidificazione degli oceani sul comportamento degli animali. Le risposte comportamentali degli echinodermi sono importanti per la loro fitness, ma influenzano anche l'ecosistema marino attraverso gli effetti sulle loro prede, sui predatori e sui competitori (Ling e Johnson, 2012) e possono essere influenzate dalle condizioni ambientali. In questo contesto, nel presente lavoro sono state indagate alcune risposte comportamentali del riccio di mare *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) come potenziali indicatori di alterazioni causate dall'esposizione a pH ridotto. Insieme al comportamento, sono stati valutati anche parametri fisiologici, quali consumo di ossigeno e produzione di ammoniaca, per ottenere informazioni sull'attività metabolica degli organismi sottoposti ad acidificazione.

Materiali e metodi - I ricci di mare sono stati raccolti da operatori subacquei in laguna di Venezia tra gennaio e febbraio 2018. Sono stati trasportati presso la Stazione Idrobiologica di Chioggia dove sono stati mantenuti per due mesi in un sistema a flusso continuo con variazioni naturali dei parametri ambientali dell'acqua proveniente dalla laguna. Durante questo periodo gli animali sono stati mantenuti a digiuno in modo da azzerare lo stato di sviluppo delle gonadi riportando tutti gli esemplari alla medesima condizione riproduttiva (Grosjean *et al*., 1998). I ricci sono stati quindi suddivisi in 6 vasche, 3 a pH naturale (vasche controllo) e 3 a pH ridotto di 0,4 unità mediante insufflazione di CO_2 (vasche trattamento). Gli animali sono stati misurati e pesati all'inizio e alla fine dell'esposizione. Il mantenimento alle condizioni sperimentali è durato 11 settimane, durante le quali gli animali sono stati nutriti *ab libitum* con una dieta a base di mais e spinaci. Dati di pH e

temperatura venivano controllati ogni giorno, dati di salinità e concentrazione di ossigeno sono stati raccolti settimanalmente (pH naturale: pH=8,02±0,00; S=34,1±0,2 PSU; T=16,9±0,1 °C; [O_2]=6,2±0,1 ppm. pH –0,4 unità: pH=7,66±0,00; S=4,1±0,2 PSU; T=17,2±0,1 °C; [O_2]=6,3±0,1 ppm). Durante l'esposizione alle condizioni sperimentali, inoltre, sono state effettuate misure relative al metabolismo (consumo di ossigeno e produzione di ammoniaca) e al comportamento (tempi di raddrizzamento e di rifugio) degli animali. Per le misure fisiologiche, eseguite dopo 6 e 8 settimane di trattamento, i ricci di mare venivano posti singolarmente in respirometri da 0,75 l con acqua marina filtrata 0,45 µm e al pH sperimentale. Il consumo di ossigeno è stato rilevato dopo 90 minuti mediante un sensore ottico attraverso l'interfaccia Oxygen Meter - Piccolo2 e il software Pyro Oxygen Logger (Version 3.213 2015 - Pyro Science, Germania). Dopo la misura, da ogni respirometro è stato subito raccolto un campione d'acqua per l'analisi del contenuto ammoniacale secondo il metodo di Solórzano (1969). Le prove comportamentali sono state effettuate dopo 3, 6, 8 e 10 settimane dall'inizio dell'esposizione alle condizioni sperimentali. Per i tempi di raddrizzamento è stato calcolato il tempo che serviva ad un riccio collocato sulla faccia aborale a capovolgersi tornando in appoggio sulla faccia orale. Per il tempo di rifugio è stato adattato il protocollo proposto da Zhang *et al.* (2017) utilizzando una vasca rettangolare coperta parzialmente in modo da creare, su entrambi i lati corti, una zona d'ombra corrispondente ad un quarto della lunghezza della vasca. In ogni prova, cinque individui venivano posizionati al centro della vasca lungo l'asse mediano. Il comportamento, registrato per 20 minuti attraverso una videocamera e analizzato al computer, è stato caratterizzato sulla base dei seguenti parametri: tempo di raggiungimento della zona d'ombra, tempo di entrata completa dei ricci di mare all'interno della zona d'ombra (differenza tra l'entrata dei primi e degli ultimi aculei), lunghezza del percorso effettuato e numero di individui che uscivano dalla zona di rifugio. La lunghezza del percorso effettuato è stata calcolata suddividendo l'area non ombreggiata della vasca in un numero fisso di quadrati e contando il numero di quadrati che i ricci di mare attraversavano nel percorso effettuato.

Risultati - Dopo due mesi dall'inizio della sperimentazione, non sono state evidenziate differenze nel diametro e nel peso dei ricci provenienti dalle diverse condizioni di esposizione. Il consumo di ossigeno non ha mostrato differenze significative tra i ricci di mare mantenuti a pH naturale e quelli mantenuti a pH ridotto. Viceversa, il pH è risultato influenzare l'escrezione azotata nelle vasche trattamento. In particolare, dopo 8 settimane, gli animali in condizioni di acidificazione producevano significativamente più ammoniaca (0,022±0,004 µmol NH_4+ gr^{-1} ora^{-1}) rispetto ai controlli (0,010±0,002 µmol NH_4+ gr^{-1} ora^{-1}) (Fig. 1).

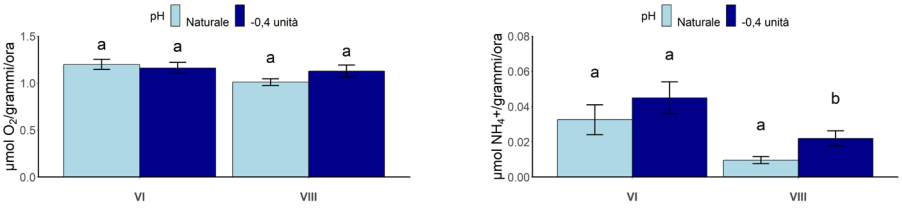


Fig. 1 - Consumo di ossigeno (a sinistra) e produzione di ammoniaca (a destra) dopo 6 e 8 settimane dall'inizio dell'esposizione. Per ogni test, lettere diverse indicano significatività statistica (p<0,05).

Oxygen consumption (left) and production of ammonia (right) after 6 and 8 weeks from the beginning of exposure. For each test, different letters indicate statistical significance (p<0.05).

Nelle diverse prove di raddrizzamento, i ricci di mare esposti a pH ridotto richiedevano mediamente 60% di tempo in più per tornare in appoggio sulla faccia orale rispetto agli esemplari mantenuti a pH naturale. Tuttavia il confronto tra controlli e trattati a pH ridotto è risultato statisticamente significativo solo dopo tre settimane di esposizione (Fig. 2).

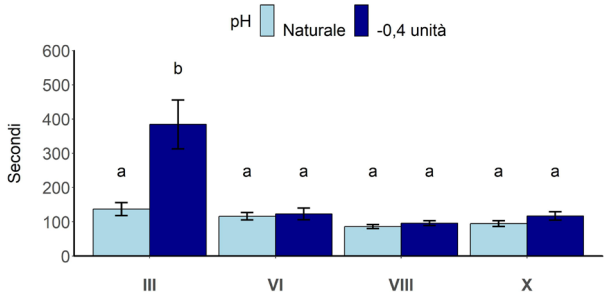


Fig. 2 - Tempi di raddrizzamento dei ricci di mare dopo 3, 6, 8 e 10 settimane dall'inizio dell'esposizione. Lettere diverse indicano significatività statistica (p<0,05).
Sea urchin righting time after 3, 6, 8 and 10 weeks from the beginning of exposure. Different letters indicate statistical significance (p<0.05).

Per quanto riguarda il comportamento di rifugio, invece, non sono state trovate differenze significative fra individui in condizione di controllo e quelli esposti a pH ridotto. Infatti, il numero di ricci che raggiungeva la zona di rifugio nelle due condizioni di esposizione (pH naturale=60,8%; pH ridotto=59,1%) è risultato simile, così come anche il tempo da essi impiegato, sebbene sia da evidenziare che a pH ridotto gli animali impiegavano mediamente meno tempo di quelli in condizione di controllo. Non sono state, inoltre, trovate differenze significative nella distanza percorsa tra il centro della vasca e la zona di rifugio. È da notare, comunque, un interessante trend nell'analisi della distanza percorsa dai ricci di mare. Gli individui a pH naturale hanno mantenuto un valore medio costante di quadrati attraversati nel loro percorso. Gli esemplari a pH ridotto, invece, dopo 6 settimane dall'inizio dell'esposizione si spostavano di meno, ma prolungando la permanenza in condizioni di pH ridotto, il numero di quadrati attraversati aumentava, arrivando a mostrare una differenza significativa tra i valori registrati dopo 6 e dopo 10 settimane di esposizione (Fig. 3).

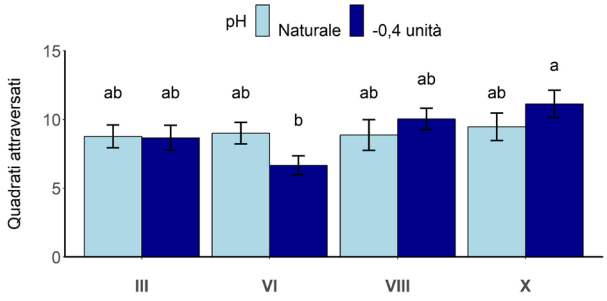


Fig. 3 - Numero di quadrati attraversati da ricci di mare nei test eseguiti dopo 3, 6, 8 e 10 settimane dall'inizio dell'esposizione. Lettere diverse indicano significatività statistica (p<0,05).
Number of squares crossed by sea urchins during trials performed after 3, 6, 8 and 10 weeks from the beginning of exposure. Different letters indicate statistical significance (p<0.05).

Conclusioni - Nel nostro lavoro, l'esposizione dei ricci per due mesi ad una riduzione di 0,4 unità di pH sembra non aver avuto un effetto pronunciato sui parametri indagati. Analizzando gli interessanti trend che sono stati evidenziati precedentemente, è plausibile ipotizzare che si accentuino gli effetti di una riduzione di pH aumentando i tempi di mantenimento alle condizioni sperimentali. Questo lavoro è inserito all'interno di un progetto più ampio, con il fine di valutare possibili effetti trans-generazionali in *P. lividus* derivanti da esposizioni di diversa durata della generazione parentale. L'importanza di correlare gli effetti dell'esposizione dei genitori con le performance della progenie è stata recentemente evidenziata (Byrne, 2012; Foo e Byrne, 2016). Dipendentemente dalla specie e dai parametri analizzati, si possono ottenere risposte diverse in funzione del tempo di esposizione. È possibile che gli animali si acclimatino alle condizioni saggiate riducendo la differenza nelle risposte tra trattati e controlli sia a livello di organismi adulti che di progenie (Dupont *et al*., 2013), oppure che l'effetto dell'esposizione di entrambe le generazioni sia amplificato portando ad una seconda generazione svantaggiata con minor probabilità di arrivare all'insediamento (Hu *et al*., 2018).

Bibliografia

BYRNE M. (2012) - Global change ecotoxicology: identification of early life history bottlenecks in marine invertebrates, variable species responses and variable experimental approaches. *Mar. Environ. Res.*, **76**: 3-15.

DUPONT S., DOREY N., STUMPP M., MELZNER F., THORNDYKE M. (2013) - Long-term and trans-life-cycle effects of exposure to ocean acidification in the green sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis*. *Mar. Biol*., **160** (8): 1835-1843.

FOO S.A., BYRNE M. (2016) - Acclimatization and adaptive capacity of marine species in a changing ocean. *Adv. Mar. Biol*., **74**: 69-116.

GROSJEAN P., SPIRLET C., GOSSELIN P., VAÏTILINGON D., JANGOUX M. (1998) - Land-based, closed-cycle echiniculture of *Paracentrotus lividus* (Lamarck) (Echinoidea: Echinodermata): a long-term experiment at a pilot scale. *J. Shellfish Res.*, **17** (5): 1523-1531.

HU M.Y., LEIN E., BLEICH M., MELZNER F., STUMPP M. (2018) - Trans-life cycle acclimation to experimental ocean acidification affects gastric pH homeostasis and larval recruitment in the sea star *Asterias rubens*. *Acta Physiol*., **224** (2): e13075.

IPCC (2014) - *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Core Writing Team, Pachauri R.K., Meyer L.A. (eds), Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland: 151 pp.

LING S.D., JOHNSON C.R. (2012) - Marine reserves reduce risk of climate-driven phase shift by reinstating size- and habitat-specific trophic interactions. *Ecol. Appl*., **22** (4): 1232-1245.

MELZNER F., GUTOWSKA M.A., LANGENBUCH M., DUPONT S., LUCASSEN M., THORNDYKE M.C., BLEICH M., PÖRTNER H.-O. (2009) - Physiological basis for high CO_2 tolerance in marine ectothermic animals: pre-adaptation through lifestyle and ontogeny? *Biogeosciences*, **6** (10): 2313-2331.

SOLÓRZANO L. (1969) - Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnol. Oceanogr*., **14** (5): 799-801.

ZHANG L., ZHANG L., SHI D., WEI J., CHANG Y., ZHAO C. (2017) - Effects of long-term elevated temperature on covering, sheltering and righting behaviors of the sea urchin *Strongylocentrotus intermedius*. *PeerJ*, **5**: e3122.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 216-219

R. Auriemma, C. De Vittor, V. Esposito, M. Gaglioti*, M.C. Gambi*

Istituto Nazionale di Oceanografia e di Geofisica Sperimentale - OGS,
Via A. Piccard, 54 - 34151 Trieste, Italy.
rauriemma@inogs.it
*Stazione Zoologica Anton Dohrn, Napoli, Italy.

MOTILE FAUNA ASSOCIATED TO *CYSTOSEIRA BRACHYCARPA* (PHAEOPHYCEAE) ALONG A GRADIENT OF OCEAN ACIDIFICATION AT A CO_2 VENT SYSTEM OFF PANAREA (AEOLIAN ISLANDS, ITALY)

FAUNA VAGILE ASSOCIATA A CYSTOSEIRA BRACHYCARPA *(PHAEOPHYCEAE) LUNGO UN GRADIENTE DI ACIDIFICAZIONE MARINA IN UN SISTEMA IDROTERMALE DI PANAREA (ISOLE EOLIE)*

Abstract *- We describe motile invertebrates associated to the brown seaweed* Cystoseira brachycarpa *J. Agardh, 1896, along a gradient of ocean acidification (OA) at the hydrothermal system of the Bottaro crater off Panarea (Italy). Samples, collected in September 2016, were represented by 103 taxa, mainly polychaetes, amphipod, isopod and tanaid crustaceans and mollusks. The algal biomass, number of species and diversity index (H') show a clear reduction from control to low pH zones. However, species abundance showed higher values in the acidified stations, due to the dominance of few species robust to OA conditions.*

Key-words**:** *CO_2 vents, ocean acidification, benthic invertebrates, habitat former macroalgae.*

Introduction - Recent models forecast a dramatic increase of partial pressure of CO_2 at the ocean surface within the current century, if emissions in the atmosphere will continue at the current rate, with a resulting increase in ocean acidification (OA): lowering of the pH and alteration of the carbonate chemistry. Studies on OA have seen an important increase in these last decades, with an increasing use of naturally acidified systems, such as CO_2 vents, as a proxy to simulate future scenarios of pH and carbonate alteration (Foo *et al*., 2018). The island of Panarea, although is the smallest of the Aeolian islands, has geological and geomorphological characteristics that makes it, and its surrounding complex archipelago of small islets, the largest hydrothermal system of the whole Mediterranean Sea. The area consists of numerous and diversified hydrothermal submerged emissions of gas and hot waters of volcanic origin, including a recently described site with more than 200 chimneys (Esposito *et al*., 2018). These features make the zone one of the most suitable places in the Mediterranean to assess the effects of water acidification on benthic communities (Vizzini *et al*., 2010; Goffredo *et al*., 2014; Rogelja *et al*., 2016; Guilini *et al*., 2017; Esposito *et al*., 2018). This study, conducted in the frame of the Scientific Diving summer School at Panarea (Gambi *et al*., 2018), is focused on a preliminary analysis of benthic motile invertebrates associated to the habitat forming brown alga *Cystoseira brachycarpa* J. Agardh, and their zonation pattern along a gradient of OA on a shallow area naturally acidified by a volcanic CO_2 vent system at Panarea (Bottaro crater). In the hydrothermal area off Panarea *C. brachycarpa* is, in fact, a quite common and widespread seaweed (Bellissimo *et al*., 2014), and such habitat former macroalga provides space, shelter and food, and may buffer the negative effects of OA for the small associated invertebrate fauna, throughout the photosynthesis.

Materials and methods - The study area is located at the Bottaro crater close to the Bottaro islet (8-10 m depth) (38° 38'13.58'' N; 15° 6'33.95'' E); the area was upset by a submarine explosion of low energy and degassing between 2nd and 3rd November 2002 (with emissions mainly of CO_2 with traces of H_2S and other gaseous species) that formed a submarine crater (Esposito *et al*., 2006). Nowadays, most of the venting activity is concentrated within the crater characterized by a main depression at 11 m depth, 14 m wide and 20 m long. Here, in September 2016, we deployed a transect of 3 stations, at a depth between 8 and 10 meters, according to the sampling design of Goffredo *et al.* (2014): station B3 located at the rim of the crater, and most affected by OA, station B2 at 7 m distance, and station B1 at 30-35 m from the rim in a control area with normal pH values (Goffredo *et al*., 2014). At each station, water samples were collected, by scuba divers, with Niskin bottles to determine pH (spectrophotometrically, Ingrosso *et al*., 2016) and a CTD profiler (SBE 19 Plus SeaCAT probe) was deployed to characterize the hydrological conditions. At the three stations, benthic invertebrates were collected by scraping 20×20 cm surface (4 replicates × station); each plot was visually selected by having at least 50% of the surface covered by *Cystoseira brachycarpa*. After removal, samples were fixed in 4% sea water formalin and later transferred to 70% alcohol for sorting and taxonomic identification. For *C. brachycarpa* coverage and biomass (dry weight) was measured. Differences among stations was assessed with non-parametric Kruskal-Wallis ANOVA for algal biomass, number of invertebrate species, abundance and diversity index (H' Shannon $\log_2$); while for community analysis, a multivariate approach was performed (Bray-Curtis dissimilarities, nMDS ordination, SIMPER, ordered ANOSIM test).

Results - The seawater temperature at the bottom was similar along the transect varying from 23.1 °C (B3 station) to 22.9 °C (stations B1 and B2), while a decreasing pH gradient was detected towards stations nearer to the crater, with pH_T values of 8.020, 7.887 and 7.811 at B1, B2 and B3, respectively. A total of 5721 individuals of macrobenthos were sampled, belonging to 103 taxa. The Crustacea (Amphipoda, Tanaidacea, Isopoda, and Decapoda) were the most abundant group (3171 individuals; 55.4% of the total), followed by Polychaeta (2007; 35.1%), Mollusca (Bivalvia and Gasteropoda; 274; 4.8%), Pantopoda (200; 3.5%), and Echinodermata (Ophiuroidea, 69; 1.2%). As for species numbers, Crustacea are represented by 43 species (41.7% of the total), followed by Mollusca (19; 18.4%), Polychaeta (32; 31%), Pantopoda (7; 6.8%) and Echinodermata with a single species (0.9%). *C. brachycarpa* biomass and species richness show statistical difference along the stations (K-W ANOVA $H=6.22$; d.f.=2; $p<0.05$ and $H=6.72$; d.f.=2; $p<0.05$ respectively), with the highest values of both variables in the intermediate B2 station, characterized by moderate acidification conditions (Fig. 1). In terms of abundance, there is no significant difference along the gradient, although higher values occurred in both acidified stations B2 and B3 (Fig. 1). Calcifying taxa such as mollusks, exhibited lower richness and abundance only at station B3, the most affected by OA conditions. Shannon's diversity (H') showed decreasing values moving along the acidification gradient (K-W ANOVA $H=6.42$; d.f.=2; $p<0.05$) (Fig. 1). The multivariate analysis (nMDS on square root abundance) grouped the samples according to stations and shows the faunal assemblages distributed along the acidification gradient (Fig. 2). This change in faunal composition, with increasing distance from the acidified zone, is supported by the ordered ANOSIM test ($R=0.69$; $p<0.01$). The SIMPER analysis revealed that the species mostly contributing to the pattern were *Amphiglena* sp. 1 and *Amphiglena* sp. 2, *Chondrochelia savignyi* (Kroyer, 1842), *Erichtonius brasiliensis* (Dana, 1853) and *Apherusa* sp., all taxa more abundant in the acidified stations (B2, B3).

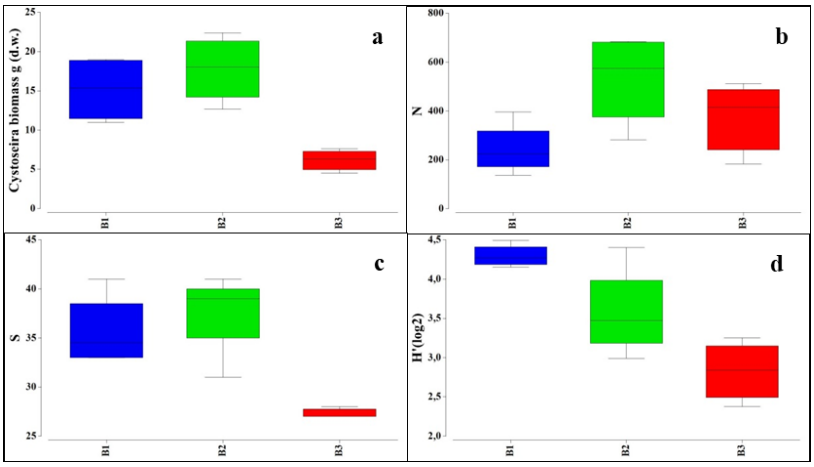


Fig. 1 - Trends of algal biomass (a), faunal abundance (b), number of species (c) and Shannon diversity index (H' Log_2) (d) in the studied stations.
Andamento di biomassa algale (a), abbondanza della fauna (b), numero di specie (c), e indice di diversità di Shannon (H' Log_2) (d) nelle stazioni di studio.

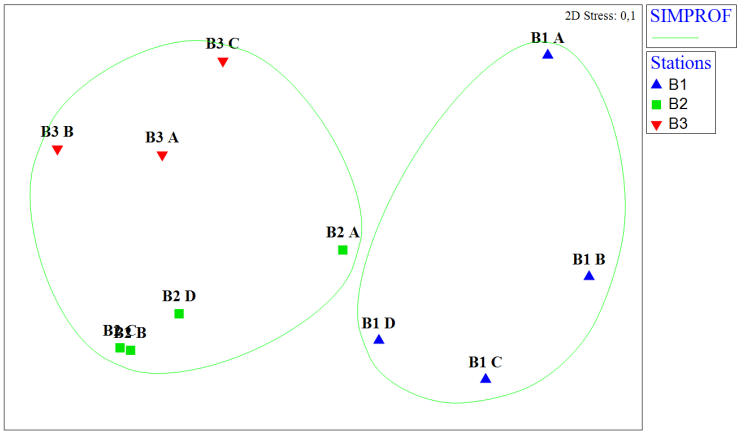


Fig. 2 - nMDS ordination of faunal assemblage in the studied samples.
Ordinamento nMDS della macrofauna nelle stazioni di studio.

The distribution of some of these dominant taxa (*e.g.*, *Amphiglena* spp. and *C. savignyi*) is in agreement with previous observations on the Castello CO_2 vent system at Ischia (Ricevuto *et al.*, 2012; Foo *et al.*, 2018).

Conclusions - Our study at the Bottaro crater shows that the changes in the structure and composition of faunal assemblages in the studied stations are mainly related to the OA gradient, somehow modulated by the indirect effects of the habitat complexity provided by the habitat former algal species. The decreasing in diversity observed along the pH gradient is also related to the abundance of few species in lower pH stations (B2 and B3), which seem particularly robust to OA conditions. In the B3 station, all the considered variables result strongly affected by both lower pH level, and higher variability and reduction of habitat complexity, due to low cover and biomass of *C. brachycarpa*.

Acknowledgements: We wish to thank Andrea Fogliuzzi (Amphibia diving Salina-Panarea) for support at sea during field work, and Penelope Parrella for help in sorting of the 2016 samples.

References

BELLISSIMO G., RULL LLUCH J., TOMASELLO A., CALVO S. (2014) - The community of *Cystoseira brachycarpa* J. Agardh *emend.* Giaccone (Fucales, Phaeophyceae) in a shallow hydrothermal vent area of the Aeolian Islands. *Plant Biosyst.*, **148** (1): 21-26.

ESPOSITO V., ANDALORO F., CANESE S., BORTOLUZZI G., BO M., DI BELLA M., ITALIANO F., SABATINO G., BATTAGLIA P., CONSOLI P., GIORDANO P., SPAGNOLI F., LA CONO V., YAKIMOV M.M., SCOTTI G., ROMEO T. (2018) - Exceptional discovery of a shallow-water hydrothermal site in the SW area of Basiluzzo islet (Aeolian archipelago, South Tyrrhenian Sea): an environment to preserve. *PLoS ONE*, **13** (1): e0190710.

ESPOSITO A., GIORDANO G., ANZIDEI M. (2006) - The 2002-2003 submarine gas eruption at Panarea volcano (Aeolian Islands, Italy): volcanology of the seafloor and implications for the hazard scenario. *Mar. Geol.*, **227** (1-2): 119-134.

FOO S.A., BYRNE M., RICEVUTO E., GAMBI M.C. (2018) - The carbon dioxide vents of Ischia, Italy, a natural system to assess impacts of ocean acidification on marine ecosystems: an overview of research and comparisons with other vent systems. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.,* **56**: 237-310.

GAMBI M.C., DE VITTOR C., BIGI S., ITALIANO F. (2018) - 3rd School of Scientific Diving at Panarea (Aeolian Islands, Tyrrhenian Sea, Italy): the 1st international edition. *Notiz. SIBM*, **74**: 104-110.

GOFFREDO S., PRADA F., CAROSELLI E., CAPACCIONI B., ZACCANTI F., PASQUINI L., FANTAZZINI P., FERMANI S., REGGI M., LEVY O., FABRICIUS K.E., DUBINSKY Z., FALINI G. (2014) - Biomineralization control related to population density under ocean acidification. *Nat. Clim. Change*, **4**: 593-597.

GUILINI K., WEBER M., DE BEER D., SCHNEIDER M., MOLARI M., LOTT C., BODNAR W., MASCART T., DE TROCH M., VANREUSEL A. (2017) - Response of *Posidonia oceanica* seagrass and its epibiont communities to ocean acidification. *PLoS ONE*, **12** (8): e0181531.

INGROSSO G., GIANI M., COMICI C., KRALJ M., PIACENTINO S., DE VITTOR C., DEL NEGRO P. (2016) - Drivers of the carbonate system seasonal variations in a Mediterranean gulf. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **168**: 58-70.

RICEVUTO E., LORENTI M., PATTI F.P.., SCIPIONE M.B., GAMBI M.C. (2012) - Temporal trends of benthic invertebrate settlement along a gradient of ocean acidification at natural CO_2 vents (Tyrrhenian Sea). *Biol. Mar. Mediterr.*, **19** (1): 49-52.

ROGELJA M., CIBIC T., PENNESI C., DE VITTOR C. (2016) - Microphytobenthic community composition and primary production at gas and thermal vents in the Aeolian Islands (Tyrrhenian Sea, Italy). *Mar. Environ. Res.*, **118**: 31-44.

VIZZINI S., TOMASELLO A., DI MAIDA G., PIRROTTA M., MAZZOLA A., CALVO S. (2010) - Effect of explosive shallow hydrothermal vents on $\delta^{13}C$ and growth performance in the seagrass *Posidonia oceanica*. *J. Ecol.*, **98** (6): 1284-1291.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 220-223

A. Azzola, C.N. Bianchi, C. Morri, M. Montefalcone

Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
annalisa.azzola@gmail.com

EVOLUZIONE DELLE SCOGLIERE CORALLIGENE DI PUNTA MESCO: 60 ANNI DI STORIA

EVOLUTION OF CORALLIGENOUS SHOALS AT PUNTA MESCO: 60 YEARS OF HISTORY

Abstract *- Coralligenous is one of the most important habitats in the Mediterranean Sea and evaluating its state of health through analysis of long series of historical data is of primary concern. Historical data allow understanding change experienced by ecosystems over time under the influence of different pressures, such as climate change and anthropogenic stress. The present study describes change in the benthic communities of the coralligenous shoals of Punta Mesco over the last 60 years.*

Key-words: *coralligenous, phase-shift, climate change, photographic sampling, Mediterranean Sea.*

Introduzione - Il coralligeno rappresenta, in termini di estensione, biodiversità e produzione, uno degli ecosistemi marini costieri più importanti del Mediterraneo (Ballesteros, 2006; Montefalcone *et al*., 2017). Nell'ambito della *Marine Strategy Framework Directive*, viene definito come un "tipo di habitat speciale", e la valutazione del suo stato di qualità rappresenta un contributo prezioso per definire lo stato ambientale (*Environmental Status*, EnS) delle regioni o sub-regioni marine mediterranee (EU, 2008). Lo studio del cambiamento negli ecosistemi costieri risulta inoltre essere di fondamentale importanza, considerato il loro declino su scala spaziale e temporale. Il loro stato di salute è, infatti, attualmente minacciato da diversi disturbi e stress (Thrush *et al*., 2009; Montefalcone *et al*., 2017), tra i quali giocano un ruolo fondamentale le pressioni antropiche (*e.g.* inquinamento, sovrapesca, opere costiere) e i cambiamenti climatici. Questi ultimi possono avere diversi effetti sullo stato di salute degli ecosistemi: i) effetti diretti sugli organismi, interferendo ad esempio sui loro cicli biologici; ii) effetti mediati da interazioni biotiche, quali la competizione tra specie; e iii) effetti indiretti, tramite alterazioni dei modelli di circolazione delle masse d'acqua (Bianchi, 1997). Tutti questi fenomeni determinano significativi cambiamenti nel funzionamento degli ecosistemi, misurabili su lunga scala temporale attraverso l'analisi di serie storiche di dati, quando disponibili (Bianchi e Morri, 2004; Roghi *et al*., 2010). L'analisi di dati storici quantitativi rappresenta un utile mezzo per comprendere l'evoluzione dell'ecosistema nel tempo (Gatti *et al*., 2015) e determinare come i cambiamenti climatici possano influire sulla qualità e sull'equilibrio di questi importanti habitat mediterranei. Scopo di questo lavoro è analizzare il cambiamento nel tempo dell'habitat coralligeno presente sui fondali di Punta Mesco (La Spezia), all'interno dell'Area Marina Protetta delle Cinque Terre. Il coralligeno in quest'area, a partire dagli anni '30, è stato oggetto di numerosi studi, sia qualitativi sia quantitativi, che hanno permesso di raccogliere una preziosa serie storica di dati. Il confronto dei dati storici quantitativi (Gatti *et al*., 2015) con i dati recentemente raccolti nel 2017 ha permesso di valutare lo stato attuale di salute del coralligeno di Punta Mesco, delineando i cambiamenti avvenuti negli ultimi dieci anni nella struttura della comunità di questo complesso e vulnerabile habitat.

Materiali e metodi - Lo stato attuale del coralligeno di Punta Mesco è stato valutato attraverso un rilevamento fotografico, tramite immersioni subacquee con autorespiratori ad aria (ARA) effettuate a ottobre 2017, nei medesimi 5 siti campionati negli studi storici posizionati tra i 20 e i 45 m di profondità (Gatti *et al*., 2015). In ogni sito sono state realizzate tre repliche di fotoquadrati, ciascuna a coprire 1 m² di superficie di fondale. Attraverso l'analisi delle fotografie è stato determinato il ricoprimento (%) di ognuna delle specie sessili presenti, per il successivo confronto con i dati di ricoprimento disponibili dai campionamenti degli anni 1961, 1990, 1996 e 2008. Le specie sono state classificate in quattro categorie sulla base del cambiamento nel tempo dei valori di ricoprimento (Baskin, 1998; Gatti *et al*., 2015): i) '*losers*', quando il ricoprimento della specie è diminuito tra il 1961 e il 2017; ii) '*winners*', quando il ricoprimento è aumentato nel tempo; iii) '*commuters*', quando si è verificato un cambiamento importante in alcuni anni di campionamento, ma senza alcuna differenza evidente tra il 1961 e il 2017; iv) '*constants*', quando il ricoprimento è rimasto stabile nel tempo. Per le specie cospicue (ricoprimento >5%) le variazioni dei valori di ricoprimento nel tempo sono state studiate tramite analisi della varianza (ANOVA). Per valutare l'evoluzione del coralligeno di Punta Mesco nel tempo, infine, i valori medi di ricoprimento delle specie cospicue sono stati confrontati in tre distinti periodi: 1961-1990, 1996-2008, 2017.

Risultati - Dall'analisi delle fotografie sono state riconosciute 62 specie, di cui 53 già descritte nei campionamenti precedenti e 9 comparse nel 2017. Il *phylum* Porifera si è dimostrato essere il gruppo con maggior ricchezza in specie (24 specie), seguito da Cnidaria (15 specie), Bryozoa (9 specie), Rhodophyta (5 specie), Chlorophyta (3 specie), Annelida (3 specie), Chordata (2 specie), e Ochrophyta (1 specie). Come già avvenuto negli studi precedenti, è stata inoltre considerata la categoria 'turf algale', composta principalmente dall'alga aliena *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E. Norris, 1992 e comprendente anche sedimento. Il 46% delle specie sono *winners*, il 29% *commuters*, il 14% *losers* e l'11% *constants*. Prendendo in esame le 11 specie cospicue, 4 sono risultate *losers*, 4 *commuters*, 2 *winners* e 1 *constant*. Tra i *losers* i cambiamenti maggiori sono stati registrati per *Cellaria fistulosa* (Linnaeus, 1758), che è praticamente scomparsa a partire dagli anni '90 ($p<0,001$) (Fig. 1a), e per *Paramuricea clavata* (Risso, 1826) che è diminuita in maniera significativa nel 1996 ($p<0,001$) per poi mantenersi con valori di ricoprimento costanti fino al 2017 (Fig. 1b). Tra i *commuters*, *Eudendrium* sp. è aumentato ($p<0,001$) nel 1996, per poi diminuire ($p<0,001$) nel 2008 e nel 2017 (Fig. 1c). *Lithophyllum stictiforme* (J.E. Areschoug) Hauck, 1877, che nel 2008 risultava un *loser*, nel 2017 torna a mostrare dei valori di ricoprimento simili a quelli del 1961, rientrando quindi nella categoria dei *commuters* (Fig. 1d). I due principali *winners* sono *Caulerpa cylindracea* Sonder, 1845, e il turf algale dominato da *Womersleyella setacea*, entrambe specie aliene. *C. cylindracea* è comparsa nel 2008 per poi aumentare ($p<0,001$) nel 2017 (Fig. 1e), mentre il turf algale, per il quale i primi dati rilevati risalgono al 1996, ha avuto un aumento ($p<0,01$) nel 2008 e una lieve ma non significativa diminuzione nel 2017 (Fig. 1f). Infine, solo *Parazoanthus axinellae* (Schmidt, 1862) risulta un *constant*. I maggiori cambiamenti nel coralligeno di Punta Mesco sono stati rilevati tra il 1961-1990 e il 1996-2008 (Fig. 2). Nel primo periodo il coralligeno era dominato da gorgonie (*Paramuricea clavata*) e da briozoi (*Cellaria fistulosa*), mentre nel secondo periodo diventano dominanti il turf algale e i grandi idroidi (*Eudendrium* sp.) (Fig. 2a,b), questi ultimi presenti soltanto fino al 2008. Nel 2017 il coralligeno risulta dominato da turf algale (36%), *Paramuricea clavata* (9%), *Caulerpa cylindracea* (7%), *Lithophyllum stictiforme* (7%) e *Parazoanthus axinellae* (5%) (Fig. 2c).

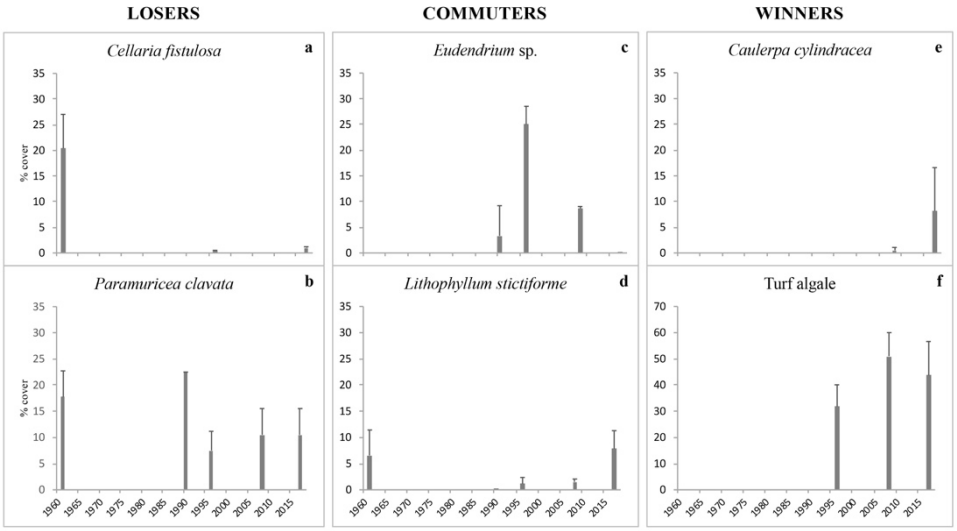


Fig. 1 - Valori medi (+e.s.) del ricoprimento (%) delle principali specie cospicue negli anni 1961, 1990, 1996, 2008 e 2017. Nel grafico del turf algale (f) la scala di valori dell'asse y è doppia rispetto agli altri grafici.

Mean cover values (+s.e.) of the main conspicuous species in 1961, 1990, 1996, 2008, and 2017. For the algal turf plot (f) the scale in the y-axis is double with respect to the other graphs.

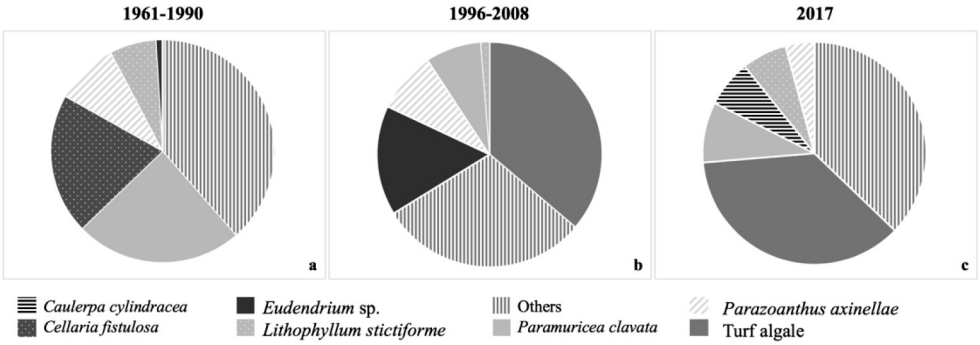


Fig. 2 - Ricoprimento medio (%) delle specie cospicue nei periodi 1961-1990, 1996-2008 e nel 2017. La categoria '*others*' comprende tutte le altre specie non cospicue.

Mean cover (%) of the conspicuous species in the periods 1961-1990, 1996-2008, and 2017. The category 'others' includes all the inconspicuous species.

Conclusioni - Dall'analisi della serie storica di dati esistenti e dai nuovi dati raccolti nel 2017 è emerso come i maggiori cambiamenti nel coralligeno di Punta Mesco negli ultimi 60 anni siano avvenuti tra il 1990 e il 1996, con la scomparsa o la riduzione di alcuni organismi caratterizzanti l'habitat e la comparsa di specie aliene che sono progressivamente divenute dominanti. I principali fattori di stress che hanno determinato questo cambiamento nella comunità sembrano essere stati l'innalzamento della temperatura dell'acqua (Gatti *et al.*, 2017), dovuta ai cambiamenti climatici, e l'aumento della torbidità e della sedimentazione, dovute alla costruzione di opere costiere (Gatti *et al.*, 2015). L'elevato stress cui questo habitat è stato sottoposto potrebbe inoltre aver facilitato l'insediamento di specie aliene,

quali *Caulerpa cylindracea* e *Womersleyella setacea*, che hanno profondamente inciso sull'equilibrio della comunità bentonica presa in esame (MacDougall e Turkington, 2005; Gatti *et al*., 2015). La lunga serie storica di dati quantitativi sul coralligeno di Punta Mesco è tra le poche esistenti per le scogliere rocciose del Mediterraneo, ed ha permesso di valutare l'evoluzione di questo habitat negli ultimi 60 anni. La velocità con cui i cambiamenti climatici stanno procedendo e gli importanti effetti che hanno sugli ecosistemi marini rendono quindi necessario il proseguimento degli studi finalizzati all'analisi dell'evoluzione nel tempo di habitat prioritari, quali il coralligeno, al fine di raggiungere o mantenere il buono stato di qualità ambientale (EU, 2008).

Bibliografia

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

BASKIN Y. (1998) - Winners and losers in a changing world. *BioScience*, **48** (10): 788-792.

BIANCHI C.N. (1997) - Climate change and biological response in the marine benthos. *Atti Assoc. It. Oceanol. Limnol.*, **12** (1): 3-20.

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

EU (2008) - 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). *Official Journal of the European Union*, L. 164: 19-40.

GATTI G., BIANCHI C.N., MONTEFALCONE M., VENTURINI S., DIVIACCO G., MORRI C. (2017) - Observational information on a temperate reef community helps understanding the marine climate and ecosystem shift of the 1980-90s. *Mar. Pollut. Bull.*, **114** (1): 528-538.

GATTI G., BIANCHI C.N., PARRAVICINI V., ROVERE A., PEIRANO A., MONTEFALCONE M., MASSA F., MORRI C. (2015) - Ecological change, sliding baselines and the importance of historical data: lessons from combining observational and quantitative data on a temperate reef over 70 years. *PLoS ONE*, **10** (2): e0118581.

MacDOUGALL A.S., TURKINGTON R. (2005) - Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology*, **86** (1): 42-55.

MONTEFALCONE M., MORRI C., BIANCHI C.N., BAVESTRELLO G., PIAZZI L. (2017) - The two facets of species sensitivity: stress and disturbance on coralligenous assemblages in space and time. *Mar. Pollut. Bull.*, **117** (1-2): 229-238.

ROGHI F., PARRAVICINI V., MONTEFALCONE M., ROVERE A., MORRI C., PEIRANO A., FIRPO M., BIANCHI C.N., SALVATI E. (2010) - Decadal evolution of a coralligenous ecosystem under the influence of human impacts and climate change. *Biol. Mar. Mediterr.*, **17** (1): 59-62.

THRUSH S.F., HEWITT J.E., DAYTON P.K., COCO G., LOHRER A.M., NORKKO A., NORKKO J., CHIANTORE M. (2009) - Forecasting the limits of resilience: integrating empirical research with theory. *Proc. R. Soc. B*, **276** (1671): 3209-3217.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 224-227

P. Bernat, A. Molinari, S. Roccatagliata, S. Costa

OLPA - Osservatorio Ligure Pesca e Ambiente, Via Malta, 2/8 - 16121 Genova, Italia.
paolobernat@icloud.com

GUARDIANI DELLA COSTA: LA *CITIZEN SCIENCE* DAL MARE ALLA SCUOLA

GUARDIANI DELLA COSTA: A CITIZEN SCIENCE PROJECT FROM THE SEA TO THE SCHOOL

Abstract *- The nation-wide Citizen Science project "Guardiani della Costa" has been developed by Costa Crociere Foundation to make the school population aware of biodiversity, climate change, and marine litter along the Italian seashore. The project involved 156 high schools and 5,700 students trained through a specially created web platform. A smartphone free app "Guardiani della Costa" was developed to collect the results of the surveys. The scientific team of OLPA (Osservatorio Ligure Pesca e Ambiente) received more than 50,000 reports through the app and selected the proper data. Thematic maps summarized the results of the project.*

Key-words*: citizen science, monitoring, high school, environmental awareness, Mediterranean Sea.*

Introduzione - Con il termine *citizen science* vengono indicate quelle attività che coinvolgono il pubblico nella ricerca scientifica e nelle quali i cittadini possono portare un contributo significativo a un esperimento o un progetto (Conrad e Hilchey, 2011). Durante queste attività si crea una collaborazione tra istituzioni (enti di ricerca, musei o università) e persone (studenti, docenti o semplici privati) che non necessariamente possiedono una formazione scientifica (Gillett *et al.*, 2012). Questo porta dei vantaggi per entrambe le parti: da un lato gli scienziati possono contare sulla collaborazione di volontari, spesso sparsi su un ampio territorio, per ricevere segnalazioni su larga scala e ottenere una grande quantità di dati, difficilmente conseguibile con metodi tradizionali; dall'altro, i cittadini si sentono protagonisti di un progetto rilevante, diventano più consapevoli riguardo alla ricerca scientifica, della sua importanza così come dei suoi limiti, e si avvicinano con un atteggiamento più aperto a tematiche di interesse sociale, come i cambiamenti climatici, la perdita di biodiversità o l'inquinamento (Bodilis *et al.*, 2014). Alcuni tra i vantaggi principali sono l'abbattimento dei costi del monitoraggio, spesso rilevanti, che vengono posti a carico dei volontari, la copertura di aree geografiche molto estese e la durata delle attività lungo un ampio arco temporale (Levrel *et al.*, 2010). Il numero di progetti di *citizen science* sta aumentando a livello mondiale, in particolare grazie alla sempre maggiore consapevolezza da parte dei cittadini dei problemi ambientali che affliggono il nostro pianeta. In Italia, Costa Crociere Foundation - in partenariato con OLPA (Osservatorio Ligure Pesca e Ambiente), Scuola di Robotica e TLC web solutions - ha avviato e promosso il progetto di *citizen science* "Guardiani della Costa" durante l'anno scolastico 2017/2018 (con un secondo ciclo di attività già avviato nel nuovo a.s. 2018/2019, che vede l'allargamento della piattaforma di supporto scientifico al Centro Ricerche Ambiente Marino dell'ENEA). I 5.700 studenti delle 156 scuole secondarie di secondo grado partecipanti al progetto hanno "adottato" un tratto di costa della penisola italiana studiandone la biodiversità, gli effetti dei cambiamenti climatici, l'uso del mare e delle coste e i rifiuti marini. Tramite un percorso formativo online (www.guardianidellacosta.it) comprendente 13 webcast e 15 video tutorial, oltre a dispense e riferimenti online per l'approfondimento delle tematiche trattate, è stata fornita a docenti e studenti una preparazione di base per il riconoscimento degli organismi marini e per l'attuazione delle metodiche per un corretto monitoraggio. Utilizzando l'applicazione per smartphone "Guardiani della Costa" appositamente sviluppata, gli

studenti hanno raccolto e inviato oltre 50.000 segnalazioni georiferite, che sono state esaminate e validate dal team scientifico di OLPA.

Materiali e metodi - Al percorso formativo online e in aula si sono alternate attività di campo (nel periodo gennaio-maggio 2018), durante le quali gli studenti hanno monitorato il tratto di costa adottato rilevando caratteristiche dell'ambiente costiero, indicatori di qualità ambientale e aspetti socio-economici legati alla gestione della fascia costiera e delle sue risorse. Il risultato è un database in cui le segnalazioni, raccolte in maniera sistematica con l'ausilio delle schede guida contenute nella app GdC, sono state successivamente analizzate e sintetizzate in mappe tematiche. Per l'elaborazione spaziale delle 47.062 segnalazioni, correttamente georiferite, è stato utilizzato un software GIS che ha restituito la mappa riportata in Fig. 1.

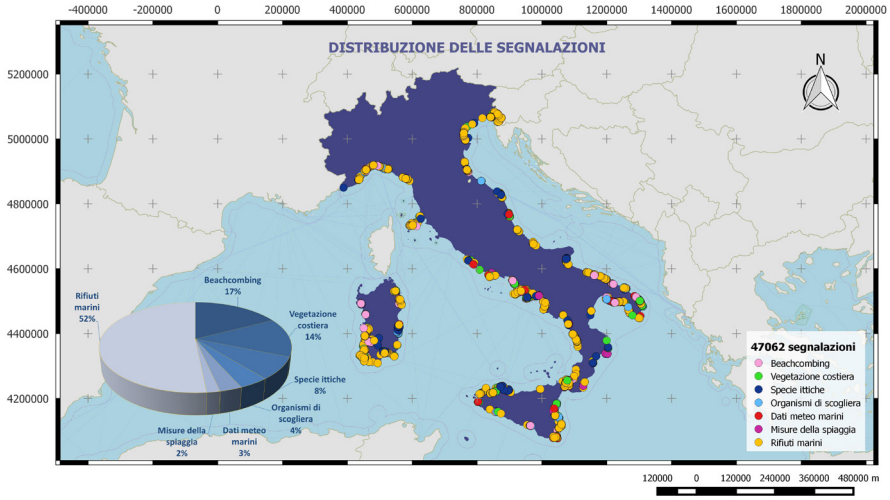


Fig. 1 - Distribuzione spaziale delle segnalazioni derivate dalle attività di campo.
Spatial distribution of student's reports from the field activities.

Le segnalazioni validate e prese in considerazione sono riferite ad una serie di indicatori, intesi come descrittori della qualità ambientale della fascia costiera, riportati nella sottostante Tab. 1 corredata di valori numerici.

Tab. 1 - Tipologia degli indicatori e numero di segnalazioni validate per ciascun indicatore.
Example of descriptors and number of validated reports.

Principali indicatori del progetto GdC - a.s. 2017/2018	N° segnalazioni	Valori %
Beachcombing (rilevazione di specie marine spiaggiate)	8.154	17,3
Vegetazione costiera	6.525	13,9
Specie ittiche commerciali (rilevate nei punti di sbarco del pescato, nei mercati ittici o nei banchi delle pescherie)	3.736	7,9
Organismi di scogliera	2.006	4,3
Dati meteomarini	1.490	3,2
Misure della profondità della spiaggia	882	1,9
Rifiuti marini	24.269	51,6
TOTALE segnalazioni per gli indicatori elencati	*47.062*	*100*

Risultati - L'indicatore per il *beachcombing*, relativo alle specie marine spiaggiate, è quello su cui sono state convogliate 8.154 segnalazioni (pari al 17,3% del totale) seguito dall'indicatore per la vegetazione costiera con 6.525 segnalazioni (13,9%), mentre le segnalazioni per le specie ittiche (3.736 segnalazioni) e per gli organismi di scogliera (2.006 segnalazioni) sono state meno numerose. Delle 6.525 segnalazioni relative alla vegetazione costiera, solo un terzo circa (2.172 segnalazioni) sono state riconducibili a specie schedate nella app GdC, con foto identificative e note sulla loro ecologia e distribuzione. Le restanti segnalazioni, raggruppate nella categoria generica "altro", non sono state mappate perché troppo eterogenee. Attraverso la segnalazione delle specie ittiche nei punti di primo sbarco o nei mercati ittici si è voluto fornire una rappresentazione indiretta della biodiversità ittica lungo la penisola (3.736 segnalazioni) e, nel contempo, si è tentato di far comprendere agli studenti l'importanza dell'antico mestiere della pesca. L'indicatore "organismi di scogliera" ha registrato un minor numero di segnalazioni (in totale 2.006) rispetto agli altri indicatori della biodiversità, si ritiene per le difficoltà a raggiungere e svolgere attività di campo in tratti di costa di scarsa accessibilità. Le uscite di campo prevedevano anche il rilevamento di dati meteo-marini e la misurazione della profondità di spiaggia sui litorali adottati per un numero totale di 2.372 segnalazioni. Le conseguenze della continua pressione esercitata dall'uomo sul mare sono ben note: inquinamenti di diversa natura, cementificazione delle coste, degradazione dei fondali e delle spiagge, diminuzione delle risorse ittiche. Una delle principali e più evidenti forme d'inquinamento deriva dalla presenza dei rifiuti, quali manufatti o materiali solidi a lenta o nulla degradazione, che vengono abbandonati o trascinati nell'ambiente marino (come la plastica). Quello dei rifiuti marini è stato l'indicatore che ha ottenuto il maggior numero di segnalazioni mettendo in risalto una criticità ambientale ormai diffusa e nota per tutti i mari del mondo. Le 24.269 segnalazioni di rifiuti marini sono state suddivise in 8 tipologie (plastica, vetro e ceramica, metallo, tessuti e vestiario, gomma, carta, legno, attrezzi da pesca) oltre ad una categoria generica "altro" che tiene conto dei rifiuti non classificabili nelle precedenti. Dai rilevamenti effettuati dagli studenti durante le uscite di campo risulta che il 51% delle segnalazioni riguarda i polimeri artificiali (plastica), il 10% la carta/cartone, il 7% le fibre tessili, artificiali o naturali, mentre altre tipologie di rifiuti come metalli, vetro e ceramica, attrezzature da pesca arrivano al 6%. Anche gli oggetti ed elementi in gomma, come pure il legname e i lavorati in legno toccano percentuali del 3% e del 2% rispettivamente mentre la categoria "altro" fa segnare il restante 9% delineando una panoramica sui rifiuti marini in linea con i dati raccolti in altri studi condotti a livello nazionale (Legambiente, BeachLitter 2018 - Indagine sui rifiuti nelle spiagge italiane).

Conclusioni - Il primo anno di attività del progetto "Guardiani della Costa" ha consentito di avvicinare 5700 studenti delle scuole superiori alla tematica della biologia marina ed in particolare a temi di attualità come la perdita della biodiversità e del *marine litter*. Inoltre, le attività svolte sul campo dagli studenti hanno permesso di ottenere un'interessante rappresentazione dello stato dell'ambiente lungo i 2.600 km di costa "adottati" dalle scuole grazie a 47.062 segnalazioni verificate e mappate. La diffusa presenza di rifiuti marini sulle nostre coste, collegata alla facilità nell'identificarne le tipologie, ha fatto sì che questo indicatore ottenesse il maggior numero di segnalazioni (24.269). Si vuole sottolineare, in chiusura, l'accoglienza che il progetto "Guardiani della Costa" ha ottenuto nelle scuole italiane: la forte risposta evidenziata dal grande lavoro degli studenti coinvolti ha dimostrato l'interesse dei giovani cittadini italiani alle tematiche ambientali, ma anche l'importanza della *citizen science* nel fornire dati potenzialmente utili alla ricerca scientifica e al network

dei monitoraggi condotti dalle università e dagli enti di ricerca scientifici governativi (Gillett *et al*., 2012; Bodilis *et al*., 2014).

Bibliografia

BODILIS P., LOUISY P., DRAMAN M., ARCEO H.O., FRANCOUR P. (2014) - Can citizen science survey non-indigenous fish species in the Eastern Mediterranean Sea? *Environ. Manage*., **53** (1): 172-180.

CONRAD C.C., HILCHEY K.G. (2011) - A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities. *Environ. Monit. Assess*., **176** (1-4): 273-291.

GILLETT D.J., PONDELLA D.J. II, FREIWALD J., SCHIFF K.C., CASELLE J.E., SHUMAN C., WEISBERG S.B. (2012) - Comparing volunteer and professionally collected monitoring data from the rocky subtidal reefs of southern California, USA. *Environ. Monit. Assess*., **184** (5): 3239-3257.

LEVREL H., FONTAINE B., HENRY P.-Y., JIGUET F., JULLIARD R., KERBIRIOU C., COUVET D. (2010) - Balancing state and volunteer investment in biodiversity monitoring for the implementation of CBD indicators: a French example. *Ecol. Econ*., **69**: 1580-1586.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 228-230

F. Betti, M. Bo, F. Enrichetti, G. Bavestrello

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

IDROZOI, SENTINELLE DEI CAMBIAMENTI CLIMATICI SULLE SCOGLIERE MEDITERRANEE

HYDROZOANS, SENTINELL OF CLIMAT CHANGES ON THE MEDITERRANEAN ROCKY CLIFFS

Abstract *- The annual cycle of the benthic hydrozoan community settled on the shallow water rocky cliff of the Portofino Promontory was studied monthly for an entire annual cycle. The obtained results were compared with similar studies carried out in 1980 and 2004. The species diversity of the assemblage greatly reduced over an almost 40 years time scale and its annual trend showed a shift of the peak values from spring and autumn to summer and winter. For this reactivity to the environmental changes, hydrozoans are considered optimal sentinels of climate change to be successfully employed in monitoring programs.*

Key-words: *macrobenthos, hydrozoans, rocky cliffs, global warming.*

Introduzione - Gli idrozoi sono organismi bentonici marcatamente stagionali, in particolare nelle zone temperate. Ciò è dovuto principalmente alla loro notevole sensibilità alle variazioni di fattori ambientali quali la temperatura dell'acqua e la radiazione solare, occupando il substrato solo per un periodo del ciclo annuale con forme attive e attraversando il periodo sfavorevole sotto forma di corpi di resistenza (Bavestrello *et al*., 2006). Inoltre, durante la fase di vita attiva, le colonie risultano fertili solo per un periodo limitato di tempo. Su queste basi è stato ipotizzato che modifiche nella composizione della comunità ad idrozoi, nella stagionalità, nella distribuzione batimetrica e nel periodo riproduttivo delle singole specie siano indicatori significativi per valutare l'influenza del riscaldamento globale sulle comunità bentoniche marine di substrato duro. La comunità a idrozoi, insediata sulla scogliera rocciosa del Promontorio di Portofino (Mar Ligure, Italia) è stata oggetto di particolari studi negli ultimi quattro decenni. In particolare, nel 1980 lo studio di questi organismi è stato condotto lungo un transetto verticale durante un intero ciclo annuale con cadenza mensile (Boero e Fresi, 1986). Gli idrozoi sono stati nuovamente campionati per tutto il 2004, con le stesse tecniche e lungo lo stesso transetto (Puce *et al*., 2009). Durante il 2018 il campionamento è stato nuovamente condotto limitatamente ai primi 5 m di profondità con lo scopo di riconoscere specie indicatrici di cambiamenti climatici, facilmente determinabili e interpretabili per i gestori delle AMP. Questa serie di osservazioni ha permesso un confronto sul lungo periodo che è stato correlato con le vicissitudini climatiche del Mar Ligure.

Materiali e metodi - Le tecniche di campionamento sono identiche a quelle utilizzate da Boero e Fresi (1986). Sono stati condotti campionamenti mensili, per tutto il 2018, da parte di subacquei in tre siti lungo il versante settentrionale del Promontorio di Portofino (Zona C dell'AMP di Portofino). I siti campionati sono distanti circa 50 m l'uno dall'altro. Nei tre siti la scogliera rocciosa è quasi verticale e i campionamenti sono stati effettuati mensilmente tra 0 e 5 m di profondità raccogliendo tutti gli idrozoi riconosciuti a vista. Gli esemplari raccolti sono stati successivamente classificati fino a livello di specie annotando la presenza di eventuali gonofori riproduttivi. I dati ottenuti sono stati confrontati con quelli di Boero e Fresi (1986) e di Puce *et al*. (2009).

Risultati - Durante il campionamento del 2018 sono state osservate nel complesso 29 specie tra 0 e 5 m di profondità mentre nel 1980 e nel 2004 ne erano state raccolte rispettivamente 63 e 64. Del gruppo di specie ritrovato nel 1980 circa il 15% è completamente scomparso tra 0 e 5 m di profondità nei successivi campionamenti (Fig. 1). Il 50% delle specie del 1980, presenti nel 2004, sono poi scomparse nel 2018. Circa il 35% delle specie erano comuni a tutti i periodi di campionamento (Fig. 1).

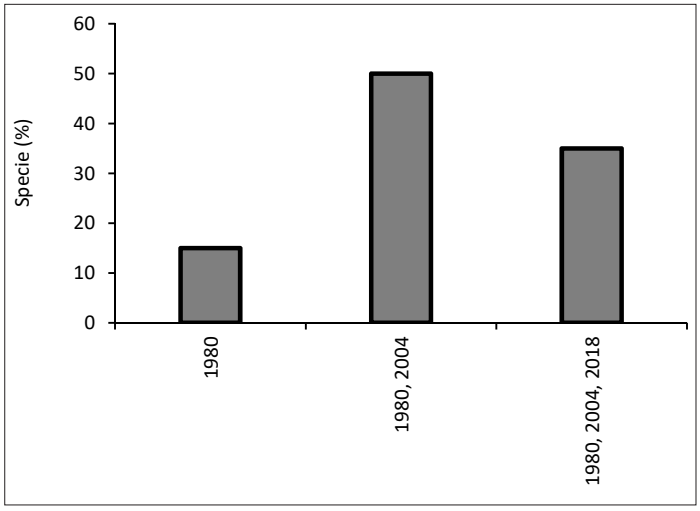


Fig. 1 - Percentuale delle specie osservate nel 1980 tra 0 e 5 m di profondità che sono scomparse nei campionamenti successivi oppure si sono mantenute fino al 2004 oppure sono state ritrovate stabilmente fino al 2018.
Percent of the species recorded during 1980 between 0 and 5 m depth that disappeared in the following samplings or were recorded again in 2004 or were found in the three samplings.

Le specie trovate esclusivamente nel 2018 sono molto poche. Tra queste la più importante è *Corydendrium parasiticum* (Linnaeus, 1767) che, attualmente, forma dense aggregazioni nella fascia 0-5 m durante il periodo estivo. L'andamento del numero di specie, raccolte ogni mese, durante l'intero ciclo annuale del 2018 mostra massimi invernali (21 a marzo) e minimi estivi (9 ad agosto) (Fig. 2A). Nel 2004 il trend era molto simile, ma decisamente più accentuato (40 specie a marzo e 15 ad agosto). Nel 1980 il ciclo appariva anticipato con massimi a novembre (52 specie) e minimi a maggio-giugno (32 specie) (Fig. 2A). L'andamento annuale della fertilità mostra un picco di specie fertili ad agosto nel 2018 (circa 35%), simile a quanto osservato nel 2004 e nel 1980 sebbene in quest'ultimo campionamento la percentuale di specie fertili raggiungeva il 50% (Fig. 2B).

Conclusioni - Data la spiccata stagionalità degli idrozoi (Bavestrello *et al*., 2006), questi organismi rappresentano dei potenti indicatori biologici delle variazioni dell'ambiente marino soprattutto per quello che riguarda i cambiamenti di temperatura dell'acqua. Per questo lo studio delle comunità a idrozoi deve essere attentamente considerato nel monitoraggio dei cambiamenti globali. Le osservazioni distanziate su scala pluridecennale (Boero e Fresi, 1986; Puce *et al*., 2009) permettono di evidenziare i cambiamenti che si verificano nella comunità e nelle singole specie. In particolare,

la diversità della fascia compresa tra 0 e 5 m mostra un notevole impoverimento dovuto a specie che scompaiono completamente ed altre che si spostano a profondità maggiori (dati non mostrati). Anche l'andamento annuale di tale biodiversità mostra importanti variazioni: innanzitutto i massimi e i minimi, un tempo in primavera e autunno, sono attualmente spostati in estate ed inverno. Inoltre, le differenze stagionali nella ricchezza di specie si sono attenuate probabilmente in relazione ad una generale semplificazione specifica delle comunità vegetali ed animali della fascia superficiale. A livello di specie la comparsa, talvolta massiccia, durante la stagione estiva di alcuni elementi termofili come *Corydendrium parasiticum* e *Pennaria disticha* Goldfuss, 1820*,* già evidenziati in altre località del Mar Ligure (Bianchi *et al*., 2018)*,* è estremamente suggestiva dei cambiamenti in corso.

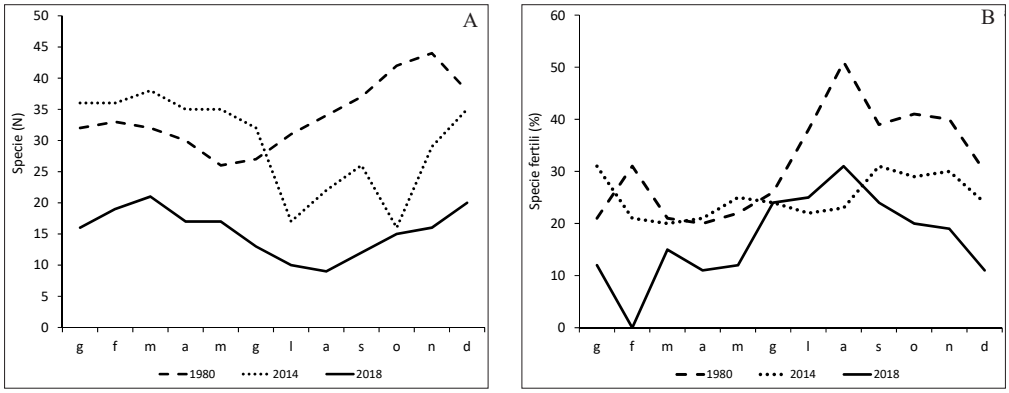


Fig. 2 - A) Andamento mensile del numero di specie osservate e B) della percentuale di specie fertili sulla falesia di Portofino tra 0 e 5 m di profondità nei tre periodi di campionamento considerati. 1980, linea tratteggiata; 2004, linea punteggiata; 2018, linea continua.
A) Monthly trend of the recorded species and B) of the percent of fertile species on the rocky cliff of Portofino between 0 and 5 m depth in the three sampling periods. 1980, dashed line; 2004, dotted line; 2018 continuous line.

Bibliografia

BAVESTRELLO G., PUCE S., CERRANO C., ZOCCHI E., BOERO F. (2006) - The problem of seasonality of benthic hydroids in temperate waters. *Chem. Ecol.*, **22** (Suppl. 1): 197-205.

BIANCHI C.N., CAROLI F., GUIDETTI P., MORRI C. (2018) - Seawater warming at the northern reach for southern species: Gulf of Genoa, NW Mediterranean. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **98** (1): 1-12.

BOERO F., FRESI E. (1986) - Zonation and evolution of a rocky bottom hydroid community. *Mar. Ecol.*, **7** (2): 123-150.

PUCE S., BAVESTRELLO G., DI CAMILLO C.G., BOERO F. (2009) - Long-term changes in hydroid (Cnidaria, Hydrozoa) assemblages: effect of Mediterranean warming? *Mar. Ecol.*, **30** (3): 313-326.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 231-234

S. Caronni, S. Citterio, R. Gentili, G. Macri[1], C. Montagnani, A. Navone[2], P. Panzalis[2], G. Piazza, G. Ceccherelli[3]

Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio e di Scienze della Terra, Università di Milano Bicocca, Piazza della Scienza, 1 - 20126 Milano, Italia.
sarah.caronni@unipv.it
[1]Mac Pro e GIS, Pavia, Italy.
[2]Area Marina Protetta Tavolara Punta Coda Cavallo, Olbia, Italia.
[3]Dipartimento di Scienze della Natura e del Territorio, Università di Sassari, Italia.

IL RUOLO DEL PASCOLATORE *CERITHIUM VULGATUM* NELLE FIORITURE DELLA MICROALGA INVASIVA *CHRYSOPHAEUM TAYLORII*

THE ROLE OF THE GRAZER CERITHIUM VULGATUM *IN THE BLOOMS OF THE INVASIVE MICROALGA* CHRYSOPHAEUM TAYLORII

Abstract - *A manipulative field experiment was conducted in the summer of 2015 and 2016 in Tavolara Punta Coda Cavallo Marine Protected Area (N-E Sardinia) in order to investigate the role of the grazer* Cerithium vulgatum *(Mollusca, Gastropoda) during blooms of the invasive microalga* Chrysophaeum taylorii *(Pelagophyceae).*

Key-words: *mucilage, molluscs, Mediterranean Sea, manipulative experiment.*

Introduzione - Negli ultimi anni le fioriture microalgali di specie tossiche e produttrici di mucillagine (HAB) sono significativamente aumentate in Mediterraneo e nello scenario attuale i *bloom* rappresentano un serio problema per la gestione e la conservazione di molte aree costiere (Ignatiades e Gotsis-Skretas, 2010). Tra le specie responsabili di tali fioriture si annovera anche la microalga *Chrysophaeum taylorii* Lewis e Bryan. *C. taylorii* è una specie bentonica produttrice di mucillagine tipica delle regioni tropicali e sub-tropicali dell'Atlantico e del Pacifico che sta espandendo il suo areale distributivo anche nel Mediterraneo, dove negli ultimi anni, in seguito ad alcuni massicci *bloom*, è considerata invasiva (Lugliè *et al.*, 2008; Caronni *et al.*, 2014). Nonostante questa microalga sia annoverata tra le specie problematiche anche nelle sue regioni d'origine (Lobban *et al.*, 1995), nelle zone in cui sembra essere autoctona, le sue fioriture non hanno mai assunto proporzioni rilevanti se confrontate con quelle di altre Pelagophyceae, prima fra tutte *Chrysocystis fragilis* Lobban, Honda e Chihara (Schaffelke *et al.*, 2004), su cui si sono concentrate, fino ad oggi, la maggior parte delle ricerche. Nel Mediterraneo, d'altro canto, la presenza di *C. taylorii* è stata riconosciuta solo di recente e le informazioni su alcuni aspetti della sua ecologia, in particolare sui principali fattori biotici che entrano in gioco nel determinare l'entità dei suoi *bloom* sono ancora assai frammentarie (Caronni *et al.*, 2017). Poco si conosce, in particolare, sul ruolo dei molluschi raschiatori presenti nelle zone soggette alle fioriture della microalga che, con la loro attività di *scraping* e *feeding*, possono apportare significative modifiche nella composizione dei popolamenti fitobentonici (Sommer, 2000). I due principali obiettivi di questo lavoro, finanziato dalla Società Italiana di Biologia Marina, sono stati: 1. indagare le interazioni trofiche tra *C. taylorii* e *Cerithium vulgatum* (Bruguière, 1792), mollusco particolarmente abbondante alla profondità di massima densità (~1,5 m) della microalga (Russo e Quaggiotto, 2016); 2. verificare se esperimenti simili possano rappresentare un valido strumento per ricavare informazioni sulle dinamiche alla

base dei *bloom* di microalghe invasive in rapida espansione del Mediterraneo, come *C. taylorii*. Allo scopo, è stato realizzato un esperimento manipolativo di campo per ottenere informazioni sul ruolo del suddetto gasteropode nelle fioriture della microalga, individuando eventuali differenze nelle interazioni alga/gasteropode a seconda che *C. taylorii* sia presente sul substrato in popolamenti monospecifici oppure in comunità microfitobentoniche varie e ben strutturate.

Materiali e metodi - L'esperimento è stato condotto nelle estati del 2015 e del 2016 nell'Area Marina Protetta Tavolara Punta Coda Cavallo (N-E Sardegna), dove *C. taylorii* è presente da qualche anno (Caronni *et al*., 2014). La zona scelta per l'allestimento dell'esperimento manipolativo è stata quella circostante la baia di Punta Don Diego (40°52'34.62''N; 9°39'21.19''E), in una zona C di protezione generale della suddetta AMP, in cui le fioriture di *C. taylorii* sono state particolarmente abbondanti (Caronni *et al*., 2014) e dove anche *C. vulgatum* è un comune pascolatore (Delaria, dati non pubblicati). Sul campo sono state preparate 12 unità sperimentali (15×15 cm), delimitate da gabbiette delle stesse dimensioni (5 cm di altezza), aperte nella parte basale a contatto con la roccia. In 6 unità è stato ricavato un popolamento microfitobentonico monospecifico caratterizzato unicamente da *C taylorii*, rimuovendo il resto della comunità ed inserendo in ciascuna unità un sacchettino contenente una quantità nota di mucillagine (unità disturbate: D). L'aggiunta di mucillagine ha permesso la caduta sul substrato di un numero di cellule della microalga pari a quello presente in natura (rispettivamente 600 e 900 cellule ml^{-1} per il primo ed il secondo anno di studio). Nelle altre 6 unità invece il substrato è stato manipolato e *C. taylorii* era presente insieme alle altre specie della comunità microfitobentonica (unità C): in 3 unità di ognuno dei due gruppi sono state inseriti 2 esemplari di *C. vulgatum* (unità G), mentre nelle restanti unità sono stati manualmente rimossi tutti gli esemplari eventualmente presenti. La variabile di risposta considerata è stata la densità di cellule vegetative di *C. taylorii* (cellule ml^{-1}) sul substrato delle unità sperimentali rilevata all'inizio dell'esperimento (T_0) e poi ogni 48 ore (intervallo di tempo corrispondente alla durata di due cicli completi di foraggiamento per gasteropodi simili a quelli in oggetto (Parpagnoli *et al*., 2013) per sei giorni consecutivi (T_1, T_2, T_3), intervallo di tempo ritenuto necessario e sufficiente per osservare variazioni apprezzabili nella densità dei popolamenti microalgali di cui i gasteropodi si nutrono (Keasar e Safriel, 1994). A questo scopo, in ciascuna unità sono stati effettuati prelievi di acqua e materiale epilitico con una siringa da 60 ml con il puntale tagliato, secondo il metodo proposto da Abbate *et al*. (2007) (2 repliche per unità per tempo di campionamento). I campioni raccolti sono stati fissati con una soluzione di Lugol e acqua di mare (Auinger *et al*., 2008) ed analizzati per mezzo di un microscopio a rovesciamento per conteggiare le cellule di *C. taylorii*, secondo il metodo Utermöhl (Zingone *et al*., 1990). I dati raccolti sono stati analizzati con tecniche di analisi univariata (ANOVA e SNK) utilizzando il software GMav5 (Underwood, 1997).

Risultati - Complessivamente, la densità della microalga sul substrato è apparsa assai diversa nei due anni di studio, così come il suo andamento nel corso del periodo di ricerca. Densità più basse di *C. taylorii* sono state osservate sul substrato nel 2015, nonostante esse siano andate progressivamente aumentando nel periodo di studio (T_0: 603 cellule ml^{-1}; T_3: 887 cellule ml^{-1}). Nel 2016, invece, sono state registrate densità cellulari più elevate di *C. taylorii*, però, contrariamente all'anno procedente, esse si sono mantenute costanti per l'intero periodo di studio (T_0: 1012 cellule ml^{-1}; T_3: 1013 cellule ml^{-1}). Al momento dell'inizio dell'esperimento (T_0) sono state trovate differenze significative nella densità cellulare tra le unità

sperimentali di rimozione (D) e quelle non manipolate (C), poiché nelle prime non sono state osservate cellule di *C. taylorii* sul substrato. Già dopo 48 ore dall'inizio dell'esperimento (T_1), invece, sono state osservate differenze significative nella densità cellulare della microalga nelle unità con popolamento monospecifico con e senza gasteropodi (rispettivamente DG e D), in cui il numero di cellule di *C. taylorii* è andato riducendosi nel tempo. Nelle unità manipolate (C e CG) al contrario, non sono state registrate significative variazioni legate alla presenza di *C. vulgatum* (Fig. 1). La stessa situazione è stata registrata anche in occasione dei successivi campionamenti (T_2 e T_3) (ANOVA: $F_{3,64}$=92,61; P<0,01; SNK (SE=0,63): DG<D=C=CG), come appare evidente in figura (Fig. 1).

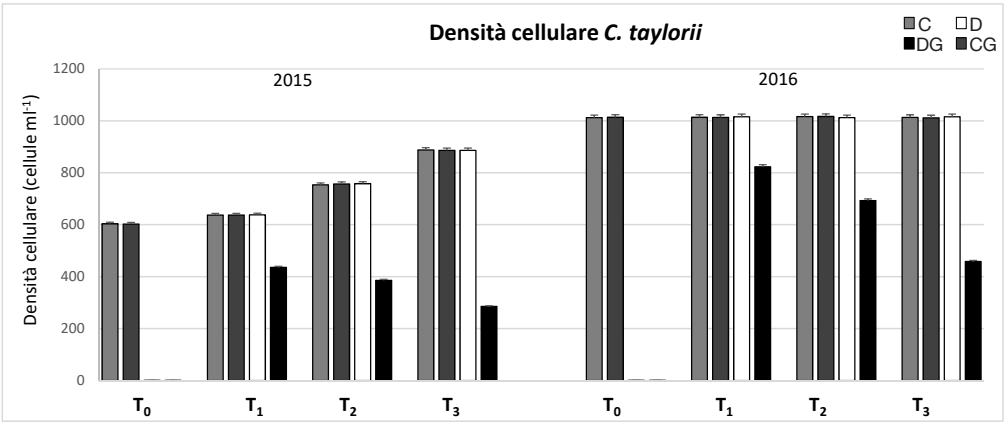


Fig. 1 - Densità media (±ES) delle cellule di *C. taylorii* nelle unità in relazione al trattamento nei differenti tempi di campionamento.
Mean density (±ES) of C. taylorii *cells in the experimental units with regard to treatments at each sampling time.*

Conclusioni - I dati complessivamente raccolti nel biennio di studio forniscono interessanti informazioni, non solo sul ruolo di *C. vulgatum* nel regolare la densità cellulare della microalga invasiva *C. taylorii*, ma anche sull'entità delle interazioni trofiche microalghe invasive/raschiatori nelle dinamiche dei loro *bloom*. Le significative differenze nel numero di cellule della microalga osservate sul substrato delle unità con solo *C. taylorii* in presenza ed in assenza di gasteropodi suggeriscono che la microalga possa rientrare nella dieta di *C. vulgatum*, nonostante essa sia annoverata tra le specie produttrici di ingenti quantità di mucillagine, da sempre ritenute non gradite agli erbivori, così come le specie tossiche (Steinman *et al*., 1992; Ajuzie, 2007). D'altro canto, l'assenza di differenze significative di densità nelle unità in cui *C. taylorii* era parte di una comunità microfitobentonica varia e differenziata, permette di ipotizzare che, come è già stato osservato per altri raschiatori (Becker, 1994), il gasteropode abbia preferenze alimentari ben precise e si nutra di *C. taylorii* solo nel caso in cui sul substrato non vi siano altre specie algali più appetibili. In conclusione, i risultati ottenuti nel corso dello studio provano che, attualmente, nonostante *C. taylorii* sia appetibile per C. *vulgatum*, la microalga non è parte della dieta del gasteropode, il quale, potendo scegliere, sembra preferire altre microalghe. *C. vulgatum*, quindi, in condizioni naturali non sembra entrare in gioco nel regolare la densità della microalga. Tale comportamento, già descritto nei riguardi di altre microalghe produttrici di HAB (Ajuzie, 2007), non è stato invece osservato nel caso di altre specie microalgali non responsabili di fioriture (Sommer, 2000).

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.

AJUZIE C.C. (2007) - Palatability and fatality of the dinoflagellate *Prorocentrum lima* to *Artemia salina*. *J. Appl. Phycol.*, **19** (5): 513-519.

AUINGER B.M., PFANDL K., BOENIGK J. (2008) - Improved methodology for identification of protists and microalgae from plankton samples preserved in Lugol's iodine solution: combining microscopic analysis with single-cell PCR. *Appl. Environ. Microbiol.*, **74** (8): 2505-2510.

BECKER G. (1994) - Food preference by five trichopteran scrapers. *Hydrobiologia*, **273** (3): 171-178.

CARONNI S., CALABRETTI C., CAVAGNA G., CECCHERELLI G., DELARIA M.A., MACRI G., NAVONE A., PANZALIS P. (2017) - The invasive microalga *Chrysophaeum taylorii*: interactive stressors regulate cell density and mucilage production. *Mar. Environ. Res.*, **129**: 156-165.

CARONNI S., DELARIA M.A., NAVONE A., PANZALIS P., SECHI N., CECCHERELLI G. (2014) - Relevant scales of variability of the benthic allochtonous microalga *Chrysophaeum taylorii*. *Mar. Biol.*, **161** (8): 1787-1798.

IGNATIADES L., GOTSIS-SKRETAS O. (2010) - A review on toxic and harmful algae in Greek coastal waters (E Mediterranean Sea). *Toxins*, **2** (5): 1019-1037.

KEASAR T., SAFRIEL U.N. (1994) - The establishment of a territory: effects of food and competitors on movement patterns in *Patella caerulea* limpets. *Ethol. Ecol. Evol.*, **6** (1): 103-115.

LOBBAN C.S., HONDA D., CHIHARA M., SCHEFTER M. (1995) - *Chrysocystis fragilis*, gen. nov., sp. nov. (Chrysophyceae, Sarcinochrysidales), with notes on other macroscopic chrysophytes (golden algae) on Guam reefs. *Micronesica*, **28** (1): 91-102.

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.

PARPAGNOLI D., PECCHIOLI S., SANTINI G. (2013) - Temporal determinants of grazing activity in the Mediterranean limpet *Patella caerulea*. *Ethol. Ecol. Evol.*, **25** (4): 388-399.

RUSSO P., QUAGGIOTTO E. (2016) - Il Genere *Cerithium* Bruguière, 1789 (Gastropoda: Cerithiidae) nel Mare Mediterraneo, 1ª parte: *Cerithium vulgatum* Bruguière, 1792. *Alleryana*, **34** (1): 18-27.

SCHAFFELKE B., HEIMANN K., MARSHALL P.A., AYLING A.M. (2004) - Blooms of *Chrysocystis fragilis* on the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, **23** (4): 514.

SOMMER U. (2000) - Benthic microalgal diversity enhanced by spatial heterogeneity of grazing. *Oecologia*, **122** (2): 284-287.

STEINMAN A.D., MULHOLLAND P.J., HILL W.R. (1992) - Functional responses associated with growth form in stream algae. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **11** (2): 229-243.

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

ZINGONE A., HONSELL G., MARINO D., MONTRESOR M., SOCAL G. (1990) - Fitoplancton. In: Innamorati M., Ferrari I., Marino D., Ribera d'Alcalà M. (eds), Metodi nell'ecologia del plancton marino. *Nova Thalassia*, **11**: 183-198.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 235-238

C. Caroppo, G. Portacci, G. Alabiso, S. Giandomenico, D. Odermatt[1], E. Politi[1], P. Philipson[2], M. Bruno[3]

Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto di Ricerca sulle Acque (CNR-IRSA), Via Roma, 3 - 74121 Taranto, Italy.
carmela.caroppo@irsa.cnr.it
[1]Odermatt & Brockmann GMBH, Zurigo, Switzerland.
[2]Brockmann Geomatics Sweden AB, Kista, Sweden.
[3]Istituto Superiore di Sanità, Dip. Ambiente e Prevenzione Primaria, Roma, Italy.

HARMFUL ALGAL BLOOMS IN AN ANCIENT SHELLFISH FARMING SITE: EVOLUTION OF THE MANAGEMENT STRATEGIES

FIORITURE ALGALI DANNOSE IN UN ANTICO SITO ADIBITO ALLA MOLLUSCHICOLTURA: EVOLUZIONE DELLE STRATEGIE DI GESTIONE

Abstract - *HABs, more specifically red tides, have been responsible for massive shellfish kills in the Mar Piccolo (Gulf of Taranto, Ionian Sea) since 1787, but in the last years, the problem is worsening. This paper describes the history of HABs in the Mar Piccolo in relation to the management strategies of the shellfish farming up to the current use of remote sensing techniques. Based on* in situ *and remote sensing researches, future efforts should concentrate on building models and early-warning tools that will allow authorities to make timely decisions in order to minimize the sanitary and economic damages caused by HABs.*

Key-words: *phytoplankton, HABs, red tides, shellfish farming, Mar Piccolo.*

Introduction - In recent years, the number of episodes of harmful algal blooms (HABs) around the world has increased in frequency and severity (Wells *et al*., 2015). HABs can arise in various forms ranging from massive accumulations of cells (red tides) to their almost undetectable, but highly toxic, presence. Harmful species consist in the high biomass producers that cause loss of environmental quality and benthic habitat, development of hypoxia and anoxia, alteration in food web and death of wild and farmed animal species (Davidson *et al*., 2011). Moreover, also the phytoplanktonic species that are potential producers of toxins, which may affect negatively human health even at low concentrations, are considered harmful (Caroppo *et al*., 2016). A variety of explanations for the proliferation of HABs has been proposed, among them nutrient enrichment of coastal areas, growth of maritime transport as well as growth of aquaculture, and environmental variations, climate changes included (Davidson *et al*., 2011). HABs, more specifically red tides, are among the most critical environmental factors affecting shellfish farming in the Mar Piccolo (Gulf of Taranto, Ionian Sea), and they often have been blamed for producing economic losses. Considering that throughout the years, this ecosystem has been subject to many anthropogenic pressures, the aim of this manuscript is to describe the history of HABs in the Mar Piccolo in relation both to environmental alterations and to the management strategies of the shellfish farming, up to the current use of remote sensing techniques.

Materials and methods - Most of the historical information about shellfish farming and HABs in the Mar Piccolo, dating back to 1787, have been acquired from numerous documents kept in the "Taranto State Archives, Office of the Ministry of Heritage and Cultural Activities of the Italian Government". Other data, derived from direct, indirect and iconographic sources, have been obtained from the Database Network (http://www.internetculturale.it/it/). Phytoplankton data (from 1991 to 2014)

were collected at two stations located in the Mar Piccolo. More details are reported in Caroppo *et al.* (2016). Moreover, from May 2018 to April 2019, in the frame of the H2020 CyanoAlert project (http://www.cyanoalert.com), phytoplankton (Utermöhl fraction and picocyanobacteria) samplings were carried out at six stations of the Mar Piccolo to validate remote sensing data (Copernicus Sentinel-3 and Sentinel-2) with *in situ* measurements.

Results - The activities of shellfish farming since ancient times have been heavily influenced by red tides, which in summer are responsible for anoxia crises and shellfish deaths in the Mar Piccolo. Ancient documents dating back to 1787 narrate that the phenomenon was considered ineluctable and unpredictable, and unfortunately frequent (in Giordano, 2015). Later, Issel (1882) reported that the red tides were probably caused by the invasion of jellyfish, especially those belonging to the genera *Pelagia* Péron & Lesueur, 1810 and *Cephea* Péron & Lesueur, 1810, which invaded the ecosystem. The solution suggested to solve this phenomenon was to place nets at the mouth of the channels connecting the Mar Piccolo with the open sea, to prevent the entry of jellyfish. However, it remains unknown if this was ever realized. The first qualitative-quantitative investigation on phytoplankton communities was carried out by Lo Giudice (1913) who produced also a map representing the phytoplankton abundances in the shellfish farming plants. In that work, there were no references to algal blooms but, according to the author, the Mar Piccolo environmental quality was good, except for the areas closer to the city and to the aquaculture facilities. Biodiversity in the basin was high and planktonic communities consisted of typical shallow coastal water species. Several years later, Attilio Cerruti (1938) observed "the famous red tides so feared by the old mussel farmers and fishermen". The author provided data on the chemical-physical characteristics of the water, describing an anoxic condition associated with the production of hydrogen sulfide near the bottom of the Mar Piccolo. Although information on phytoplankton was unavailable, Cerruti conducted microbiological investigations and isolated colonies of "chromogenic cocci" that were considered as responsible for the red tides. Today it could be assumed that Cerruti had isolated picocyanobacteria belonging to the genus *Synechococcus* Nägeli, 1849, still very abundant in the summer period in the Mar Piccolo (Karuza *et al*., 2016). If this was the case, the researcher would have observed for the first time the picophytoplankton that was "discovered" many years later thanks to the epifluorescence microscopy (Johnson and Sieburth, 1979). Cerruti also suggested a solution to the problem by identifying areas in the basin with greater hydrodynamism and more oxygenated waters, in which he proposed to move molluscs (oysters and mussels) during the red tide crises. In the summer 1955, the phenomenon was again reported and the species responsible for it were identified: diatoms, represented by 4-5 species of the genus *Chaetoceros* C.G. Ehrenberg, 1844 and *Cylindrotheca closterium* (Ehrenberg) Reimann & J.C. Lewin, 1964 (as *Nitzschia closterium* Eulenstein, 1868), and dinoflagellates belonging mainly to the genus *Ceratium* Schrank, 1793 (Parenzan, 1984). Several years later, Parenzan (1984) hoped that the construction of the cooling water intake system of the steel plant (*i.e.* Italsider now Arcelor-Mittal), located in the First Inlet of the Mar Piccolo, would have solved the problem of the red tides by increasing the hydrodynamism of the waters. However, this did not prove to be right. The environmental quality of the Mar Piccolo worsened over time, as well as pressures on this ecosystem increased. In the 1990s, the presence of many urban sewers conditioned the quality of the waters and, over the years, eutrophication and summer blooms continued to negatively affect the shellfish farming activities (Caroppo and Cardellicchio, 1995). To overcome this problem, between 2000 and 2005, the political authorities imposed the closure of numerous sewers. Although

the environmental quality of the ecosystem improved and nutrient concentrations decreased, harmful species were still detected (Caroppo *et al*., 2016). More recent researches (1991-2014) evidenced the presence of about twenty-five harmful species throughout the years. Among them twenty-three were potential producers of toxins (*e.g.* diarrhetic and amnesic shellfish poisonings). Only *Cylindrotheca closterium* and *Akashiwo sanguinea* (K. Hirasaka) G. Hansen & Ø. Moestrup, 2000, were high biomass producers. The first species, initially identified as *Cylindrotheca closterium* and later described as *Pseudo-nitzschia galaxiae* N. Lundholm & Ø. Moestrup, 2002, was responsible for anoxia crises and death of mussels in July 2008 (Caroppo *et al*., 2013). Besides the increase of the harmful eukaryotic microalgae (Caroppo *et al*., 2016), data showed an increase of the picocyanobacteria (Karuza *et al*., 2016), mainly represented by the genus *Synechococcus* Nägeli, 1849, which proved to potentially produce microcystins, previously detected only in freshwater strains (Carmichael and Li, 2006). Preliminary results of the investigations carried out within the H2020 CyanoAlert project, showed in the summer period an initial diatom dominance (*i.e. Pseudo-nitzschia* cf. *galaxiae*) in July, and subsequently the development of many species of dinoflagellates (mainly <20 μm) in August, some of which are potentially toxin producers. Alien species were also identified: *Pseudo-nitzschia multistriata* (Takano) Takano, 1995, *Akashiwo sanguinea* and *Ostreopsis* cf. *ovata* Fukuyo, 1981. Unfortunately, although scientific knowledge has expanded over time, prevention and mitigation plans for HABs in the Mar Piccolo have not yet been implemented, despite the significant economic losses associated with HABs. In the most recent years (from 2012 to now), the problems for shellfish farming worsened mainly due to heatwaves. The remote sensing data showed an evolution of the phenomenon that affected mainly the innermost part of the basin (Second Inlet) and allowed us to establish the duration of the crisis. Further investigations are currently underway.

Conclusions - HABs, and particularly red tides, are undoubtedly an important problem faced by the Mar Piccolo shellfish farming sector, in particular because these phenomena are expected to become more severe in the future (Wells *et al*., 2015; Townhill *et al*., 2019). Even if red tides are a natural phenomenon that has occurred in Mar Piccolo for a long time, anthropogenic pressures worsened the problem in recent years. The increased hydrodynamic regime and the disclosure of the sewer did not avoid the occurrence of HABs and anoxia crises, mainly in summer periods and in the inner area (Second Inlet) of the basin (Caroppo *et al*., 2016). These findings suggest that more information on HABs dynamics is urgently needed. The use of the satellite remote sensing for studying HABs is considered as a promising technique to complement traditional *in situ* sampling due to its advantages of generating large-scale, near-real-time, and long-term monitoring data (Vargas *et al*., 2019). Based on the researches presented in this study, future efforts should concentrate on building models and early-warning tools that are useful for the authorities responsible for the safeguarding of public health, environmental protection and economic development of the coastal sites devoted to the aquaculture.

Acknowledgements: The authors would like to thank Vincenzo De Palmis and Giuseppe Denti for their technical support.

References

CARMICHAEL W.W., LI R. (2006) - Cyanobacteria toxins in the Salton Sea. *Saline Syst*., **2**: 5.

CAROPPO C., CARDELLICCHIO N. (1995) - Eutrophication phenomena and algal blooms in a semi-enclosed area of Jonian Sea (Mar Piccolo of Taranto). International Conference "Mediterraneanchem". Taranto, 23-27 maggio 1995. Abstract Book: 111-112.

CAROPPO C., CERINO F., AURIEMMA R., CIBIC T. (2016) - Phytoplankton dynamics with a special emphasis on harmful algal blooms in the Mar Piccolo of Taranto (Ionian Sea, Italy). *Environ. Sci. Pollut. Res*., **23** (13): 12691-12706.

CAROPPO C., PORTACCI G., ALABISO G. (2013) - Summer Harmful Algal Blooms (HABs) in a coastal basin devoted to the musselculture and implication for their management. *Rapp. Comm. int. Mer Médit*., **40**: 377.

CERRUTI A. (1938) - Le condizioni oceanografiche e biologiche del Mar Piccolo di Taranto durante l'agosto del 1938. *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol*., **14** (6): 711-751.

DAVIDSON K., TETT P., GOWEN R. (2011) - Harmful algal blooms. In: Hester R.E., Harrison, R.M. (eds), Marine pollution and human health. Royal Society of Chemistry, Cambridge. *Issues Environ. Sci. Technol*., **33**: 95-127.

GIORDANO A. (2015) - *Pescatori, "paranzieri" e "cozzaroli". Trasformazioni e conflitti nell'alieutica pugliese prima dell'Unità*. Università degli Studi di Napoli "Federico II". Dipartimento di Studi Umanistici. Scuola di Dottorato in Scienze storiche, archeologiche e storico-artistiche: 277 pp. Available at: http://www.fedoa.unina.it/11102/1/Giordano_Andrea_27.pdf.

ISSEL A. (1882) - *Istruzioni pratiche per l'ostricoltura e la mitilicoltura*. Dettate da Arturo Issel per commissione del Ministero di Agricoltura, Industria e Commercio. Genova, Tipografia del R. Istituto sordo-muti: 260 pp.

JOHNSON P.W., SIEBURTH J.McN. (1979) - Chroococcoid cyanobacteria in the sea: a ubiquitous and diverse phototrophic biomass. *Limnol. Oceanograr*., **24** (5): 928-935.

KARUZA A., CAROPPO C., MONTI M., CAMATTI E., DI POI E., STABILI L., AURIEMMA R., PANSERA M., CIBIC T., DEL NEGRO P. (2016) - 'End to end' planktonic trophic web and its implications for the mussel farms in the Mar Piccolo of Taranto (Ionian Sea, Italy). *Environ. Sci. Pollut. Res*., **23** (13): 12707-12724.

LO GIUDICE G. (1913) - Sulle condizioni fisico-biologiche del Mar Piccolo di Taranto, in rapporto alla mitilicoltura e alla ostricoltura, e sullo stato attuale delle zone patrimoniali di predetto mare: indagini preliminari. *Riv. Pesca Idrobiol*., **15** (8): 135-157.

PARENZAN P. (1984) - *Il Mar Piccolo di Taranto*. Camera di Commercio Industria Artigianato e Agricoltura di Taranto, Taranto: 320 pp.

TOWNHILL B.L., TINKER J., JONES M., PITOIS S., CREACH V., SIMPSON S.D., DYE S., BEAR E., PINNEGAR J.K. (2019) - Harmful algal blooms and climate change: exploring future distribution changes. *ICES J. Mar. Sci*., **76** (1): 353.

VARGAS L., WILLEMEN L., HEIN L. (2019) - Assessing the capacity of ecosystems to supply ecosystem services using remote sensing and an ecosystem accounting approach. *Environ. Manage*., **63** (1): 1-15.

WELLS M.L., TRAINER V.L., SMAYDA T.J., KARLSON B.S.O., TRICK C.G., KUDELA R.M., ISHIKAWA A., BERNARD S., WULFF A., ANDERSON D.M, COCHLAN W.P. (2015) - Harmful algal blooms and climate change: learning from the past and present to forecast the future. *Harmful Algae*, **49**: 68-93.

The Mar Piccolo, one of the most studied coastal areas in Italy, is a Long-Term Ecosystem Research site (https://deims.org/ede24c6e-9cf2-4cf8-8bf7-36ba327403b4). The sampling activities carried out in 2018-2019 were funded by the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 730141 - CyanoAlert project (Space Based Cyanobateria Information & Services).

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 239-242

J. Ferrario[1], A. Ulman[1], A. Occhipinti Ambrogi[1], A. Bandi[1], C. Bogi[2], E. Princisgh[1], G. Martinez-Laiz[1,3], G. Merlo[1], G. Scribano[1], A. Marchini[1]

[1]Department of Earth and Environmental Sciences, University of Pavia, Via S. Epifanio, 14 - 27100 Pavia, Italy.
jasmine.ferrario@unipv.it
[2]Gruppo Malacologico Livornese, Livorno, Italy.
[3]Laboratory of Marine Biology, Department of Zoology, University of Seville, Spain.

HIGH OCCURRENCE OF NON-INDIGENOUS SPECIES ON RECREATIONAL BOAT HULLS IN THE MEDITERRANEAN SEA

ELEVATA PRESENZA DI SPECIE NON INDIGENE SUGLI SCAFI DI IMBARCAZIONI DA DIPORTO NEL MAR MEDITERRANEO

Abstract - *A large-scale analysis of fouling assemblages from 367 recreational boat hulls was carried out in 2015-2016 in 20 Mediterranean marinas from France, Italy, Malta, Greece and Turkey. A total of 155 species, including native, cryptogenic and non-indigenous species (NIS), were identified. On the average, 2.5±1.9 NIS were collected from boat hulls, and only 12% of the inspected boats were not carrying any NIS. The maximum number of NIS per single boat was observed in Licata, Sicily (10 NIS). The average percentage of NIS over the total number of species ranged from 11.2% (in Sainte-Maxime, France) to 42.3% (in Ostia Lido, Italy). These results testify that recreational boats travelling across the Mediterranean Sea do carry different invertebrate species on their hulls, including several NIS. The role of recreational boating in the introduction and spread of NIS should urgently be incorporated into regulations aiming to manage this vector responsible of NIS introduction both at the Mediterranean and European levels.*

Key-words: *macrozoobenthos, marinas, artificial substrates, alien species, shipping.*

Introduction - There is increasing evidence that recreational boating plays a role in the introduction and secondary spread of marine non-indigenous species (hereafter NIS; *e.g.* Davidson *et al*., 2010; Clarke Murray *et al*., 2011). In the Mediterranean Sea, several studies have suggested that the movement of boats greatly contributes to the dispersal of NIS (Ros *et al*., 2013; Ferrario *et al*., 2017; Ulman *et al*., 2017), but evidence on the actual presence of NIS on the boats travelling across the Mediterranean Sea is still very limited (Ulman *et al*., 2017). Here we address this gap and present a large-scale analysis of biofouling assemblages from the hulls of recreational boats sampled into the Mediterranean, focusing on macroinvertebrate taxa. Our data represents the first assessment on the average number of native and non-native species occurring in biofouling assemblages from Mediterranean boat hulls.

Materials and methods - The sampling was carried out in 2015 and 2016 during the boating season (from April to October) in 20 Mediterranean marinas from France, Italy, Malta, Greece and Turkey. We only addressed 'active' boats, *i.e.* those having travelled at least once outside their home marina in the past 12 months, having visible fouling on their hulls. The collection of macroinvertebrate assemblages from the biofouling on the boat hulls was performed by the same operator (AU) either underwater by snorkel or SCUBA, or at the shipyard, immediately after boats were removed from the water for cleaning/painting purposes. The number of boats analyzed per marina ranged between 7 and 50 (Fig. 1), depending on the ease of obtaining permissions to inspect the hulls from both marina managers and boat owners. Fouling organisms were collected using a scraper and an aquarium net from the hull, keel, propeller shaft, propeller, ladder, bow thrusters and water vents, and

then quickly preserved in ethanol. In the laboratory, organisms were identified to species level whenever possible, and the non-indigenous status was attributed to species fulfilling the criteria indicated by Chapman and Carlton (1991); cryptogenic species were excluded from this analysis. Data were then organized by: average number of species, average number of NIS, and frequency distribution of the number of NIS found on each boat.

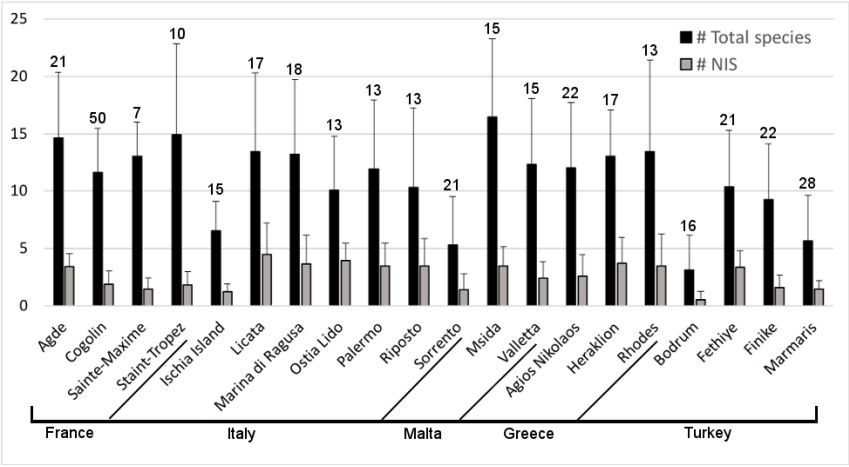


Fig. 1 - Average number (±S.D.) of total species and NIS recorded in each marina. Numerical values indicate the number of boats sampled per marina.
Numero medio (±S.D.) di specie totali e di NIS identificate in ciascuna marina turistica. I valori numerici indicano il numero di barche campionate in ciascuna marina.

Results - A total of 367 recreational boat hulls were sampled in the 20 marinas. A total of 154 species were recorded, among which 33 were NIS (Tab. 1). Fouled boats were carrying on average 10.7±6.1 different species of macroinvertebrates, and 2.5±1.9 NIS, with a remarkable variation amongst marinas (Fig. 1) and amongst single boats (Fig. 2). Only 12% of all inspected boats were not carrying any NIS, while the majority (62.7%) displayed 1-3 NIS (Fig. 2). The most recorded NIS were the serpulid polychaete *Hydroides elegans* (Haswell, 1883), found on 61.3% of the inspected boats; the bryozoan *Amathia verticillata* (Delle Chiaje, 1822), 32.1%; and the caprellid amphipod *Caprella scaura* Templeton, 1854, 26.4%. The maximum number of NIS per single boat was observed in the Sicilian marinas (Italy): Licata (10 NIS), Ragusa (9), and Riposto (8). A high number of NIS were also observed on boats sampled in Greek islands, namely at Agios Nikolaos (8 NIS), Heraklion, Crete (7) and Rhodes island (8), as well as in Ostia, near Rome, Italy (7). The average percentage of NIS over the total number of species fouling the hulls was 23.9±16.8%, ranging from 11.2±8.4% (in Sainte-Maxime, France) to 42.3±17.5% (in Ostia Lido, Italy). Besides the numerous NIS, the biofouling communities analyzed also included cryptogenic species that are widely spread across the world oceans, such as the bryozoan *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758), found on 73.6% of the inspected boats, and the amphipod *Monocorophium acherusicum* (Costa, 1853) (30.5%), as well as native Mediterranean species that are non-indigenous elsewhere, such as the bryozoan *Schizoporella errata* Waters, 1878 (27.5%) and the isopod *Dynamene edwardsii* (Lucas, 1849) (14.4%).

Tab. 1 - List of NIS identified from the hulls of recreational boats sampled in 20 Mediterranean marinas.
Lista delle NIS identificate dagli scafi di imbarcazioni da diporto campionate in 20 marine turistiche mediterranee.

PORIFERA	ARTHROPODA
Paraleucilla magna Klautau, Monteiro & Borojevic, 2004	*Paracerceis sculpta* Holmes, 1904
ANNELIDA	*Paradella dianae* Menzies, 1962
Branchiomma bairdi (McIntosh, 1885)	*Paranthura japonica* Richardson, 1909
Hydroides brachyacantha s.l. Rioja, 1941	*Sphaeroma walkeri* Stebbing, 1905
Hydroides dirampha Mörch, 1863	*Stenothoe georgiana* Bynum & Fox, 1977
Hydroides elegans (Haswell, 1883)	BRYOZOA
Ficopomatus enigmaticus (Fauvel, 1923)	*Amathia verticillata* (Delle Chiaje, 1822)
Spirorbis (Spirorbis) marioni Caullery & Mesnil, 1897	*Celleporaria brunnea* (Hincks, 1884)
MOLLUSCA	*Celleporaria vermiformis* (Waters, 1909)
Brachidontes pharaonis (P. Fischer, 1870)	*Hippopodina* sp. A *sensu* Tilbrook (2006)
Magallana gigas (Thunberg, 1793)	*Parasmittina egyptiaca* (Waters, 1909)
Dendostrea cf. *folium* (Linnaeus, 1758)	*Tricellaria inopinata* d'Hondt & Occhipinti Ambrogi, 1985
ARTHROPODA	*Watersipora arcuata* Banta, 1969
Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854)	TUNICATA
Amphibalanus eburneus (Gould, 1841)	*Ascidiella aspersa* (Müller, 1776)
Balanus trigonus Darwin, 1854	*Ciona robusta* Hoshino & Tokioka, 1967
Caprella scaura Templeton, 1836	*Styela canopus* (Savigny, 1816)
Cymodoce cf. *fuscina* Schotte & Kensley, 2005	*Styela plicata* (Lesueur, 1823)
Ericthonius cf. *pugnax* Dana, 1852	*Symplegma brakenhielmi* (Michaelsen, 1904)

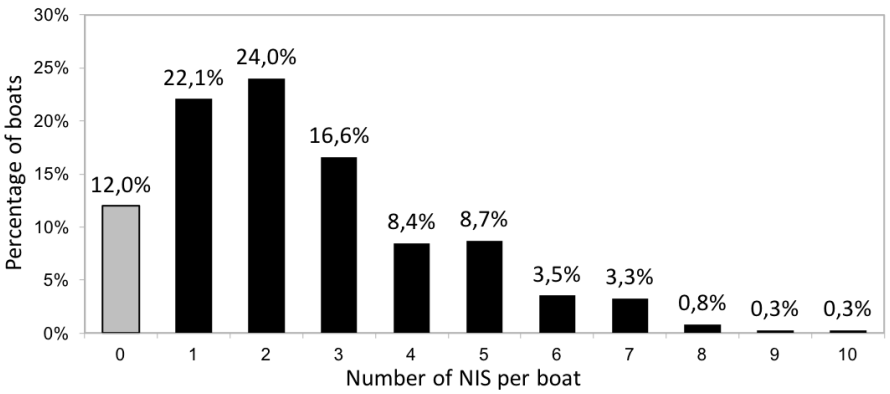


Fig. 2 - Frequency percentages of boats displaying their number of NIS from 0 to 10.
Frequenza percentuale di imbarcazioni con un numero di NIS da 0 a 10.

Conclusions - Our data provide strong evidence that recreational boats cruising through the Mediterranean Sea carry a high number of invertebrate species on their hulls, including several NIS, cryptogenic species and species with an invasion history outside the Mediterranean. This result confirms that recreational boating is actively contributing to the spread of marine NIS in the Mediterranean, and that its role cannot be further neglected. In the current scenario of "blue growth" promoted

by the European Union (EC, 2012), boating, yachting and maritime tourism are strongly encouraged to boost sustainable growth and jobs. Hence, it is urgent to officially acknowledge recreational boating as a high-risk vector of introduction, and to address this problem through adequate measures to be integrated into the regulations for recreational boating, *e.g.* the EU Directive on Recreational Craft and Personal Watercraft (EU, 2013).

References

CHAPMAN J.W., CARLTON J.T. (1991) - A test of criteria for introduced species: the global invasion by the isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881). *J. Crustacean Biol.*, **11** (3): 386-400.

CLARKE MURRAY C., PAKHOMOV E.A., THERRIAULT T.W. (2011) - Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Divers. Distrib.*, **17** (6): 1161-1172.

DAVIDSON I.C., ZABIN C.J., CHANG A.L., BROWN C.W., SYTSMA M.D., RUIZ G.M. (2010) - Recreational boats as potential vectors of marine organisms at an invasion hotspot. *Aquat. Biol.*, **11**: 179-191.

EC (2012) - Communication from the Commission to the European Parliament, The Council, The European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Blue growth. Opportunities for marine and maritime sustainable growth. COM(2012) 494 final: 12 pp.

EU (2013) - Directive 2013/53/EU of the European Parliament and of the Council of 20 November 2013 on recreational craft and personal watercraft and repealing Directive 94/25/EC. *Official Journal of the European Union*, L. 354: 90-131.

FERRARIO J., CARONNI S., OCCHIPINTI AMBROGI A., MARCHINI A. (2017) - Role of commercial harbours and recreational marinas in the spread of non-indigenous fouling species. *Biofouling*, **33** (8): 651-660.

ROS M., VÁZQUEZ-LUIS M., GUERRA-GARCÍA J.M. (2013) - The role of marinas and recreational boating in the occurrence and distribution of exotic caprellids (Crustacea: Amphipoda) in the western Mediterranean: Mallorca Island as a case study. *J. Sea Res.*, **83**: 94-103.

TILBROOK K.J. (2006) - *Cheilostomatous Bryozoa from the Solomon Islands*. Santa Barbara Museum of Natural History. Santa Barbara, CA: 385 pp.

ULMAN A., FERRARIO J., OCCHIPINTI AMBROGI A., ARVANITIDIS C., BANDI A., BERTOLINO M., BOGI C., CHATZIGEORGIOU G., ÇIÇEK B.A., DEIDUN A., RAMOS-ESPLÁ A., KOÇAK C., LORENTI M., MARTINEZ-LAIZ G., MERLO G., PRINCISGH E., SCRIBANO G., MARCHINI A. (2017) - A massive update of non-indigenous species records in Mediterranean marinas. *PeerJ*, **5**: e3954.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 243-246

M.F. Gravina, A. Bonifazi, M. Del Pasqua[1], M. Lezzi[2], D. Ventura[3], A. Giangrande[1]

Dipartimento di Biologia, Università di Roma "Tor Vergata",
Via della Ricerca Scientifica - 00133 Roma, Italia.
maria.flavia.gravina@uniroma2.it
[1]DISTEBA, Università del Salento, Lecce, Italia.
[2]ARPAT, Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente, Toscana, U.O. Biologia, Pisa, Italia.
[3]Dipartimento di Biologia Ambientale, Università di Roma "La Sapienza", Italia.

LA PERCEZIONE DEL CAMBIAMENTO NELLE COMUNITÀ BENTONICHE MARINE

THE PERCEPTION OF THE CHANGE IN THE MARINE BENTHIC COMMUNITIES

Absract - *The paper deals with some current aspects related to the change that is taking place in the marine benthic assemblages, focusing particularly on the acceleration rate generated because of the anthropogenic pressures. Considering the necessity of specific biomonitoring on the communities status, the Authors point out the risk of the incoming "Shifting Baseline Syndrome", with the consequence of the progressively reducing perception of the environmental degradation. They conclude that in order to maintain an effective perspective on the actual perception of the changes, an active contribution and a real social interaction between the aged and the young generations should be achieved.*

Key-words: *environmental changes, Shifting Baseline Syndrome, ecological memory, taxonomy, Mediterranean Sea.*

Introduzione - Il tema del cambiamento è argomento privilegiato dell'ecologia e nei suoi cinquant'anni di storia la Società Italiana di Biologia Marina ha dedicato particolare attenzione a questo tema. Si ricordano in particolare a tal proposito i Congressi XVII e XXXVI: nel primo gli interventi sono stati focalizzati sugli aspetti di stabilità e persistenza delle comunità marine (Sarà, 1985); nel secondo l'accento è stato posto sull'importanza delle analisi delle serie storiche per interpretare i cambiamenti delle comunità distinguendo tra fluttuazioni ricorrenti e variazioni a lungo tempo. Il tema del cambiamento nell'ambiente marino risulta essere di stringente attualità soprattutto alla luce dell'accelerazione delle alterazioni degli ecosistemi marini indotte dai cambiamenti climatici. Il Mar Mediterraneo, tra i principali scenari condizionati da questi cambiamenti, subisce inoltre molteplici e diversificati impatti come, principalmente, l'inquinamento, la sovrapesca, l'introduzione di specie aliene, l'alterazione della sedimentazione, la trasformazione della costa ad opera dell'uomo, tutti impatti che modificano la distribuzione delle specie autoctone.

Alcuni esempi di cambiamento - Limitando l'attenzione ai cambiamenti manifestati dalle comunità bentoniche si considerano, a titolo di esempio, il caso della regressione lungo il litorale laziale della prateria di *Posidonia oceanica*, che durante il trentennio, tra la metà degli anni '60 e la metà degli anni '90, ha subito un preoccupante degrado riducendo la sua originaria distribuzione ad aree ristrette di prateria circondate da ampie zone di "matte" morta. Tale regressione è risultata particolarmente pronunciata nelle aree maggiormente soggette all'impatto delle attività umane lungo la costa, che hanno alterato l'idrodinamica locale, gli ancoraggi e soprattutto la pesca a strascico illegale (Ardizzone e Belluscio, 1996; Diviacco *et al*., 2001). Il caso della spugna *Geodia cydonium* (Jameson), elemento peculiare della spongofauna dell'insenatura di Porto Cesareo (Lecce) per le notevoli dimensioni dei suoi esemplari, l'ampia durata del suo ciclo vitale, la densità della popolazione e per essere tipica "specie ombrello" per il "giardino di spugne" che caratterizzava l'area, la quale, proprio per la specificità della spongofauna, è stata inserita nell'Area Marina Protetta; tale

spugna è praticamente scomparsa con le conseguenti gravi alterazioni naturalistiche e della biodiversità, a causa dell'incremento del tasso di sedimentazione indotto dalla costruzione di opere marittime costiere, come il porto turistico (Mercurio *et al*., 2007). Il caso della specie aliena *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) che, comparsa improvvisamente lungo le coste atlantiche europee e nel Mediterraneo negli anni '20, ha originato in molti ambienti salmastri italiani un nuovo habitat, rappresentando una biocostruzione stabile nel tempo e colonizzata da una ricca fauna associata (Bianchi e Morri, 1996; Cardone *et al*., 2014). Si considerano inoltre le introduzioni di specie aliene: come quella volontaria della vongola filippina, che ha soppiantato la specie autoctona e l'introduzione involontaria di Policheti del genere *Branchiomma* che mostrano impatti diversi, probabilmente anche positivi, sulla comunità autoctona del fouling del Golfo di Taranto (Lezzi e Giangrande, 2018).

Interpretare i cambiamenti - L'interpretazione causale dei cambiamenti subiti dalle comunità non può prescindere dalla individuazione di una linea di demarcazione, che corrisponda al confine tra la condizione originaria/"naturale" e quella degradata/"impattata". In realtà questo confine è quantomai variabile tra i diversi ecosistemi e i diversi impatti. Solo in rari casi la sua determinazione è relativamente univoca, come nel caso dell'apertura del canale di Suez che segnò l'inizio delle migrazioni lessepsiane o della già citata introduzione di *Ficopomatus enigmaticus*. Per valutare il cambiamento appare, quindi, fondamentale interrogarsi su quale sia lo stato "naturale" delle comunità e sui tempi e sulle intensità delle diverse alterazioni indotte dall'uomo, queste domande sono argomento di un intenso dibattito attualmente in corso nell'ambito della scienza della conservazione. Relativamente all'ambiente marino, per quanto riguarda le biocenosi bentoniche disponiamo come riferimento del modello di zonazione di Pérès e Picard, rispetto al quale lo stato delle comunità può risultare conforme e quindi buono/naturale oppure alterato e quindi impattato. Nel caso in cui l'alterazione riguardi specie strutturali e bioingegneri, come è *Posidonia oceanica*, l'impatto può risultare talmente grave da provocare la distruzione totale dell'intero habitat, come avviene quando le attività dell'uomo lungo le coste hanno come risultato la rimozione di intere porzioni di prateria. In questi casi la demarcazione tra condizione "naturale" e situazione impattata è univoca: prateria presente *vs* prateria rimossa e le uniche strategie di rimedio al danno, laddove siano cessate le cause di quest'ultimo, risultano essere i tentativi di trapianto. In quest'ottica si inserisce il Progetto Life SEPOSSO (*Supporting Environmental governance for the Posidonia oceanica Sustainable trasplanting Operations*), realizzato con il contributo della Commissione Europea, che ha l'obiettivo di migliorare la *Governance* italiana dei trapianti di *Posidonia oceanica*, habitat marino prioritario 1120* *sensu* Direttiva Habitat (1992/43/EEC), eseguiti principalmente per compensare i danni causati da opere e infrastrutture costiere. Il progetto, in corso di realizzazione da parte di ISPRA capofila, si avvale della collaborazione scientifica dell'Università di Palermo, Università di Roma "Tor Vergata", ARPA Toscana e contribuirà all'applicazione della legislazione ambientale europea (EIA-2014/52/EU e MSP-2014/89/EU).

La percezione del cambiamento - La percezione del cambiamento, pertanto, è condizione necessaria per monitorare gli effetti delle alterazioni che subiscono le comunità. Tuttavia, basare gli studi di biomonitoraggio solo su studi recenti può indurre la "*Shifting Baseline Syndrome*" (SBS). Questa consiste nella percezione, da parte delle nuove generazioni, dello stato dell'ambiente nel tempo presente come "naturale" o "normale", in conseguenza della progressiva tolleranza nei confronti della degenerazione delle condizioni dell'ambiente da parte delle suddette generazioni. Tale sindrome è imputabile al calo delle esperienze, alla riduzione delle conoscenze,

alla perdita della memoria riguardante le condizioni ambientali del passato, il che rende incompleta e limitata la comprensione dei cambiamenti in atto. L'inevitabile conseguenza è la sottostima di eventuali processi di degrado in atto (Papworth *et al*., 2009). Consapevoli di non poter qui fornire un quadro né sufficientemente ampio, né esaustivo delle conseguenze e delle implicazioni della *Shifting Baseline Syndrome*, vogliamo, in occasione del cinquantenario della Società Italiana di Biologia Marina, rimarcare il doveroso impegno, non privo di compiaciuta soddisfazione, da parte delle generazioni "datate" di trasmettere alle generazioni "recenti" la memoria storica, accumulata nel corso della propria esperienza, circa lo stato degli ecosistemi, in qualità di eredità culturale di quel patrimonio di conoscenze che risulta imprescindibile per la comprensione del cambiamento, cambiamento che ha reso il presente quale è trasformando il passato e condizionando il futuro.

Tassonomia e cambiamento - Il presupposto basilare per la comprensione del cambiamento delle comunità è inequivocabilmente da collegare all'acquisizione di dettagliate informazioni circa la loro struttura sia in termini qualitativi che quantitativi; ciò vale a dire che analizzare il cambiamento significa verificare quali e quante specie compongono la comunità in tempi successivi. È inequivocabile che la conoscenza in base ai caratteri fenotipici delle specie che compongono le comunità, e quindi l'identificazione degli organismi fino al livello di specie, sia uno degli aspetti fondamentali dello studio della diversità della vita. Molte carenze di informazioni su tale aspetto delle comunità biologiche dipendono dal fatto che segnalazioni di specie avvenute nel passato, e oggi non confermate, siano da interpretare come il risultato di un avvenuto cambiamento della comunità o come un errore di identificazione, ciò anche considerando gli ampi cambiamenti avvenuti di recente nella sistematica di alcuni gruppi. Per limitarci a solo qualche esempio tra i Policheti, varie specie di Syllidae non vengono segnalate da tempo, oppure tra i Sabellidae la specie *Branchiomma lucullanum,* particolarmente abbondante in passato, è diventata oggi molto rara (Del Pasqua *et al*., 2018). Al contrario, per quanto riguarda i Policheti planctonici, solo recenti isolate ricerche hanno confermato che alcune "vecchie" specie sono tuttora da annoverare tra le componenti delle comunità attuali (Bonifazi *et al*., 2016). È chiaro che per comprendere i cambiamenti delle comunità è essenziale la competenza dei tassonomi, che delle specie riconoscono sia i tratti morfologici, sia quelli ecologici, essenziali entrambi per comprendere il ruolo delle specie nell'ambito delle comunità stesse. La tassonomia, tuttavia, è oggi, nell'era della biodiversità, considerata una scienza di secondaria importanza, spesso trascurata, e ciò appare come un evidente paradosso (Giangrande, 2003; Boero, 2010). Al contrario, noi siamo pienamente consci dell'indubbio valore della tassonomia per conoscere la struttura e il funzionamento delle comunità nella comprensione dei meccanismi che ne regolano i cambiamenti nel tempo, in accordo con altri Autori (Fanelli *et al*., 2006). Siamo d'altra parte altrettanto consapevoli del grande impegno che tale studio richiede, impegno che può essere assolto soltanto con il contributo di più generazioni e quindi con l'avviamento e il proseguimento delle scuole di tassonomia!

Conclusioni - La consapevole presa di coscienza dell'impatto che le attività umane hanno sull'ambiente marino è infatti elemento irrinunciabile per la comprensione dei cambiamenti in atto. Ci teniamo quindi a concludere che per la percezione del cambiamento è indispensabile il contributo e l'interazione di più generazioni: da una parte, le generazioni "datate" sono in grado di lasciare in eredità la memoria storica dello stato degli ambienti marini; dall'altra, le generazioni "nuove" hanno l'opportunità di prendere il testimone delle conoscenze disponibili che risultano essenziali per una corretta interpretazione del divenire degli ecosistemi.

Bibliografia

ARDIZZONE G.D., BELLUSCIO A. (1996) - Le praterie di *Posidonia oceanica* delle coste laziali. In: *Il Mare del Lazio*. Università di Roma "La Sapienza", Regione Lazio, Roma: 194-217.

BIANCHI C.N., MORRI C. (1996) - *Ficopomatus* 'reefs' in the Po River Delta (northern Adriatic): their constructional dynamics, biology, and influences on the brackish-water biota. *Mar. Ecol.*, **17** (1-3): 51-66.

BOERO F. (2010) - The study of species in the era of biodiversity: a tale of stupidity. *Diversity*, **2**: 115-126.

BONIFAZI A., VENTURA D., GRAVINA M.F. (2016) - New records of old species: some pelagic polychaetes along the Italian coast. *Ital. J. Zool.*, **83** (3): 364-371.

CARDONE F., CORRIERO G., FIANCHINI A., GRAVINA M.F., NONNIS MARZANO C. (2014) - Biodiversity of transitional waters: species composition and comparative analysis of hard bottom communities from the South-Eastern Italy coast. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **94** (1): 25-34.

DEL PASQUA M., SCHULZE A., TOVAR-HERNÁNDEZ M.A., KEPPEL E., LEZZI M., GAMBI M.C., GIANGRANDE A. (2018) - Clarifying the taxonomic status of the alien species *Branchiomma bairdi* and *Branchiomma boholense* (Annelida: Sabellidae) using molecular and morphological evidence. *PLoS ONE*, **13** (5): e0197104.

DIVIACCO G., SPADA E., VIRNO LAMBERTI C. (2001) - *Le fanerogame marine del Lazio. Descrizione e cartografia delle praterie di* Posidonia oceanica *e dei prati di* Cymodocea nodosa. Rapporti ICRAM, Roma: 113 pp.

FANELLI G., PORTACCI G., BOERO F. (2006) - La variabilità del benthos di Porto Cesareo (LE) (Mar Ionio) attraverso l'analisi delle serie storiche (1989-2004). *Biol. Mar. Mediterr.*, **13** (1): 71-77.

GIANGRANDE A. (2003) - Biodiversity, conservation, and the 'Taxonomic impediment'. *Aquat. Conserv.*, **13** (5): 451-459.

LEZZI M., GIANGRANDE A. (2018) - Seasonal and bathymetric effects on macrofouling invertebrates' primary succession in a Mediterranean non-indigenous species hotspot area. *Mediterr. Mar. Sci.*, **19** (3): 572-588.

MERCURIO M., CORRIERO G., GAINO E. (2007) - A 3-year investigation of sexual reproduction in *Geodia cydonium* (Jameson, 1811) (Porifera, Demospongiae) from a semi-enclosed Mediterranean bay. *Mar. Biol.*, **151** (4): 1491-1500.

PAPWORTH S.K., RIST J., COAD L., MILNER-GULLAND E.J. (2009) - Evidence for shifting baseline syndrome in conservation. *Conserv. Lett.*, **2** (2): 93-100.

SARÀ M. (1985) - Persistence and changes in marine benthic communities. *Nova Thalassia*, **7** (Suppl. 3): 7-30.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 247-250

J. Langeneck, M. Lezzi*, F. Maltagliati, A. Castelli

Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Via Derna, 1 - 56126 Pisa, Italy.
jlangeneck@biologia.unipi.it
*ARPAE, Regional Agency for Environmental Prevention and Energy of Emilia-Romagna, Oceanographic Unit Daphne, V.le Vespucci, 2 - 47042 Cesenatico (FC), Italy.

INTEGRATIVE TAXONOMY AS A TOOL TO UNDERSTAND EVOLUTIONARY PROCESSES IN THE MEDITERRANEAN SEA: LESSONS FROM POLYCHAETE WORMS

LA TASSONOMIA INTEGRATA COME STRUMENTO PER LO STUDIO DEI PROCESSI EVOLUTIVI NEL MAR MEDITERRANEO: IL CONTRIBUTO DEI POLICHETI

Abstract - *A brief review of case studies on integrative taxonomy applied to the study of polychaete worms highlights how this approach can help to understand the effects of different evolutionary drivers on population structure and speciation processes. This kind of studies is aimed at assessing the actual diversity of groups characterised by uncertain taxonomy, and ultimately represents a link between traditional taxonomy and environmental survey based on metabarcoding techniques, allowing to build reliable genetic libraries. Integrative taxonomy is identified as a crucial tool to face environmental alterations due to the current trend of climate change.*

Key-words: *cryptic species, environmental monitoring, integrative taxonomy, polychaetes, species complex.*

Introduction - After a long period in which marine biological research focused on functional ecology and neglected taxonomic studies, the last decade showed a revamping of pure taxonomy, fostered by the improving of molecular techniques, but driven chiefly by an increasing awareness of the risks posed by the widespread paradigm of taxonomic sufficiency (Terlizzi *et al.*, 2003) and the subsequently missed turnover of skilled taxonomists (Giangrande *et al.*, 2005). The increase of taxonomic and para-taxonomic expertise in environmental study can have substantial consequences on the results of monitoring activities. Even though fine taxonomic characterisation of environmental samples may look uselessly time-consuming, and the formation of a taxonomist requires years and considerable amounts of money, there is increasing evidence that this kind of expertise is necessary to understand the effects of environmental and climate changes on marine assemblages. Polychaetes have been traditionally considered "poor biogeographical indicators" (Ekman, 1953), and the hypothesis that their natural ranges are affected by the same biogeographical factors impinging on other invertebrates was proposed relatively recently (Fauchald, 1984). Nonetheless, a large part of this group is still considered to have an extremely wide distribution, and the actual diversity of several families is notoriously underestimated. A major reason for this situation is related to the complex taxonomy of several groups, due to the simple and conservative anatomy, and to the uncertain informativeness of several morphological characters. However, molecular data allowed to identify a number of cases of cryptic and pseudo-cryptic speciation (Nygren, 2014), sometimes with a strikingly high number of species identified with the same name (Nygren *et al.*, 2018). These findings suggested that traditional taxonomy somehow fails to grasp the actual diversity of polychaete species and that integrative approaches are needed to accomplish this aim.

Materials and methods - This contribution is aimed at introducing a series of studies that have been or are being carried on about integrative taxonomy of polychaetes, focusing on how this kind of research can help to understand how different evolutionary processes shaped diversity patterns in the Mediterranean Sea, and ultimately might contribute to the development of monitoring techniques.

Results

1. Integrative taxonomy to understand the interaction of different evolutionary drivers - Cases of actual cryptic species, indistinguishable on the basis of morphology, often offer insight on microevolutionary processes shaping the actual diversity of marine invertebrates. The paraonid *Aricidea assimilis* Tebble, 1959 turned out to include two highly divergent clades, a deep one (individuals from 75-120 m depth) and a shallow one (0-10 m) that are clearly separated at species level (Langeneck *et al.*, 2016). The shallow-water clade is subdivided in a marine lineage with Adriatic and Tyrrhenian specimens and a brackish-water one occurring only in San Teodoro Pond (Sardinia, Tyrrhenian Sea). Different species delimitation tests applied to these lineages gave ambiguous results, suggesting that speciation process in brackish environments is still ongoing (Langeneck *et al.*, 2016). For this reason, depth is identified as the most important environmental factor for speciation processes occurring within the *A. assimilis* complex, while the contribution of brackish-water environments is less pronounced, possibly due to their unstable conditions, that may interrupt speciation processes. In the case of the syllid *Syllis gracilis* Grube, 1840, brackish-water environments turned out to have a far more limited role in the diversification of the species complex, partially contradicting previous findings by Maltagliati *et al.* (2000). The three lineages identified by mitochondrial DNA sequences do not correspond to the two morphotypes identified by univariate and multivariate statistic analyses; in addition, at least two lineages are widespread in both marine and brackish-water environments, usually occurring in sympatry (Langeneck *et al.*, 2014). In this case, as already observed for both invertebrates and vertebrates in the Mediterranean Sea, the separation between lineages was possibly mediated by historical factors such as biogeographical barriers occurring in glacial periods, followed by secondary contact fostered by the occurrence of pelagic dispersal phases. These cases show that the effects of environmental drivers on species evolution are all but obvious.

2. Integrative taxonomy as a tool to accurately evaluate species diversity - In the majority of study cases species complexes actually include species that can be separated on the basis of fine morphological characterisation (Luttikhuizen and Dekker, 2010). Integrative taxonomy can help to understand which characters are subject to a relevant intraspecific variability and which ones are taxonomically informative. The family Paraonidae includes a number of alleged species complexes; among them, *Aricidea catherinae* Laubier, 1967 turned out to include five separated species only in Mediterranean and North-Eastern Atlantic waters. Interestingly, these species are distinguishable on the basis of some morphological features, such as fine details of modified chaetae, shape of the prostomium, length of the antenna. In addition, they show different ecological requirements, especially in the Mediterranean Sea, where they have overlapping distribution but they are separated by sediment granulometry (Langeneck *et al.*, 2018). The identification of different species under the same name can therefore lead to overestimate the similarity between different habitat types. The diversity of *Paradoneis* species with furcate chaetae was also historically underestimated; currently, this group includes five described species in North-Eastern Atlantic and Mediterranean environments (López and Sikorski, 2017). Unpublished molecular data, however, showed that at least four Mediterranean species are still undescribed; among them, two are morphologically

and genetically close to the Atlantic *Paradoneis mikeli* Aguirrezabalaga & Gil, 2009, and occur in deep environments (300-600 m depth), while other two are closer to *Paradoneis lyra* (Southern, 1914), a species widespread in both the Atlantic and the Mediterranean, and are currently recorded only in shallow environments off the Tuscan coast. It is likely that *P. lyra* in the Mediterranean Sea is a relatively deep species, and shallow records should be assigned to these undescribed species. This group, as several other polychaete lineages, is characterised by simple and conservative anatomy. This feature makes morphology scarcely informative about the actual diversity and the phylogenetic relationships among taxa, and makes molecular data crucial for disentangling evolutionary and systematic issues of these complicate groups. The considerations above are also true for several families that are scarcely known from the molecular point of view, as for instance Cirratulidae. Despite being extremely widespread in shallow environments, this taxon is scarcely studied, and the description of new species is also frequent in well-known areas (Lezzi *et al*., 2016; Lezzi, 2017). Recently, Lezzi *et al.* (2016) described *Protocirrineris purgamentorum* Lezzi, Çinar & Giangrande, 2016, a potential pollution indicator occurring in organically enriched Mediterranean environments. A re-examination of *Protocirrineris* specimens from several Mediterranean environments allowed to identify at least three different species. However, their description is hindered by the uncertain identity of the type species of the genus, *Protocirrineris tenuisetis* (Grube, 1860), as well as other two Mediterranean species, *Protocirrineris chrysoderma* (Claparède, 1868) and *Protocirrineris fusca* (Grube, 1873). A redescription of types and/or topotypic specimens of these species is necessary to reassess the diversity of the genus *Protocirrineris* in the Mediterranean Sea. This case shows that modern morphological and molecular techniques should be backed with critical examination of historical literature to correctly solve cases of entangled and uncertain taxonomy.

Conclusions

The importance of networking - In the last years the improvement of molecular techniques suggested that metabarcoding can be employed as an effective surrogate of traditional time- and money-consuming taxonomic surveys on benthic environments. Despite widespread and crucial in the study of microbial communities, we believe that this approach may become hazardous when applied to macrofaunal communities, chiefly because of the absence of reliable reference libraries, that in turn can be built only with the substantial contribution of traditional and integrative taxonomy. Climate change, and subsequent environmental alterations, currently represent a major challenge to research and environmental protection and management. In this frame, accuracy in the study of marine benthic assemblages is crucial, but can be achieved only through the use of different approaches and a close cooperation among research groups.

References

EKMAN S. (1953) - *Zoogeography of the sea.* Sidgwick & Jackson, London: 417 pp.

FAUCHALD K. (1984) - Polychaete distribution patterns, or: can animals with Palaeozoic cousins show large-scale geographical patterns? In: Hutchings P. (ed), *Proceedings of the 1st International Polychaete Conference, Sydney*. The Linnean Society of New South Wales: 1-6.

GIANGRANDE A., ROUSE G.W., PLEJIEL F.J.-J., GAMBI M.C., CURINI GALLETTI M., CAVALLO A., LICCIANO M., MUSCO L., PIERRI C., TRIANNI L. (2005) - La "rivoluzione cladistica" in tassonomia, nuovi strumenti e implicazioni per gli ecologi. *Biol. Mar. Mediterr.*, **12** (1): 23-30.

LANGENECK J., BARBIERI M., ALVESTAD T., KONGSRUD J.A., SIKORSKI A., MALTAGLIATI F., CASTELLI A. (2018) - A real can of worms: pseudocryptic diversity within

the *Aricidea catherinae* (Annelida, Paraonidae) species complex. *Atti 79° Congresso nazionale UZI*. Lecce, 25-28 settembre 2018: 40.

LANGENECK J., BARBIERI M., MALTAGLIATI F., CASTELLI A. (2016) - Is cryptic speciation in *Aricidea assimilis* (Annelida, Paraonidae) driven by environmental features? *Atti del 1° Congresso Congiunto SItE - UZI - SIB*. Milano, 31 agosto - 2 settembre 2016: 233.

LANGENECK J., MALTAGLIATI F., BARBIERI M., CASU M., SANNA D., COSSU P., MIKAC B., CURINI-GALLETTI M., CASTELLI A. (2014) - Diversità criptica in *Syllis gracilis* (Annelida: Syllidae), un polichete diffuso in ambienti marini e salmastri. *Atti XXIV Congresso SItE*. Ferrara, 15-17 settembre 2014: 117.

LEZZI M. (2017) - *Caulleriella mediterranea*, a new species of polychaete (Annelida: Cirratulidae) from the central Mediterranean Sea. *Europ. Zool. J.*, **84** (1): 380-389.

LEZZI M., ÇINAR M.E., GIANGRANDE A. (2016) - Two new species of Cirratulidae (Annelida: Polychaeta) from the southern coast of Italy. *Mar. Biodivers.*, **46** (3): 681-686.

LÓPEZ E., SIKORSKI A. (2017) - The Paraonidae (Annelida: Sedentaria) from Norway and adjacent seas, with two new species, four new records, and a redescription of *Paraonides nordica* Strelzov, 1968 based on type material. *Zootaxa*, **4320** (1): 41-67.

LUTTIKHUIZEN P.C., DEKKER R. (2010) - Pseudo-cryptic species *Arenicola defodiens* and *Arenicola marina* (Polychaeta: Arenicolidae) in Wadden Sea, North Sea and Skagerrak: morphological and molecular variation. *J. Sea Res.*, **63** (1): 17-23.

MALTAGLIATI F., PERU A.P., CASU M., ROSSI F., LARDICCI C., CURINI-GALLETTI M., CASTELLI A. (2000) - Is *Syllis gracilis* (Polychaeta: Syllidae) a species complex? An allozyme perspective. *Mar. Biol.*, **136** (5): 871-879.

NYGREN A. (2014) - Cryptic polychaete diversity: a review. *Zool. Scr.*, **43** (2): 172-183.

NYGREN A., PARAPAR J., PONS J., MEISSNER K., BAKKEN T., KONGSRUD J.A., OUG E., GAEVA D., SIKORSKI A., JOHANSEN R.A., HUTCHINGS P.A., LAVESQUE N., CAPA M. (2018) - A mega-cryptic species complex hidden among one of the most common annelids in the North East Atlantic. *PLoS ONE*, **13** (6): e0198356.

TERLIZZI A., BEVILACQUA S., FRASCHETTI S., BOERO F. (2003) - Taxonomic sufficiency and the increasing insufficiency of taxonomic expertise. *Mar. Pollut. Bull.*, **46** (5): 556-561.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 251-254

A.M. Mannino, P. Balistreri*

Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche, Chimiche e Farmaceutiche, Università di Palermo, Via Archirafi, 38 - 90123 Palermo, Italy.
annamaria.mannino@unipa.it
*Vicolo Giotto, 6 - Favignana (TP), Italy.

ARE MARINE PROTECTED AREAS (MPAs) EFFECTIVE IN PROTECTING FROM INVASIVE SPECIES? THE CASE STUDY OF *CAULERPA CYLINDRACEA* SONDER (CAULERPALES, CHLOROPHYTA) AT EGADI ISLANDS MPA

LE AREE MARINE PROTETTE (AMP) SONO EFFICACI NELLA PROTEZIONE DALLE SPECIE INVASIVE? IL CASO STUDIO DI CAULERPA CYLINDRACEA *SONDER (CAULERPALES, CHLOROPHYTA) NELL'AMP ISOLE EGADI*

Abstract - *The main purpose of Marine Protected Areas (MPAs) is biodiversity conservation. The effects that invasive species have on MPAs, and vice versa, are still not completely known, even though their assessment is crucial for MPA management and conservation purposes. In this respect, monitoring plans are essential and the involvement of citizen scientists may be fundamental. Our experience of* Caulerpa cylindracea *Sonder, 1845 monitoring within the Egadi Islands MPA highlighted that the alga is widespread within the MPA, mainly at Favignana Island, also threatening valuable habitats such as vermetid reef and coralligenous formations. Moreover, Favignana is the island of the Aegadian Archipelago most affected by the introduction of non-indigenous species. Since invasive species are likely to continue to expand, and further arrivals are to be expected, additional management actions* (e.g. *concerning tourism activities*) *should be taken in MPAs to effectively control invasive species.*

Key-words: Caulerpa cylindracea, *invasive alien species, Marine Protected Areas, Mediterranean Sea, monitoring.*

Introduction - The introduction of non-indigenous species (NIS, *i.e.* organisms introduced outside of their natural, past or present, range and outside of their natural dispersal potential) has been pointed out as a major driver of global change, threatening biodiversity and natural ecosystem functioning (Katsanevakis *et al.*, 2014; Vergés *et al.*, 2016). NIS may in time become invasive [*i.e.* invasive alien species (IAS)] and may cause biodiversity loss and ecosystem service changes (Vergés *et al.*, 2016). The Mediterranean Sea, currently hosting approximately 1000 NIS, is considered a hotspot of marine biological invasions (Occhipinti-Ambrogi *et al.*, 2011a,b; Katsanevakis *et al.*, 2014). Sicily and its surrounding islands, including a high number of Marine Protected Areas (MPAs), is particularly vulnerable and prone to NIS invasions due to its geographic position and the intense maritime traffic volumes (Occhipinti-Ambrogi *et al.*, 2011a,b; Katsanevakis *et al.*, 2014). Biological invasions may severely affect MPAs, whose major aim is biodiversity conservation. Until now, the effects of MPAs on IAS are doubtful (Giakoumi and Pey, 2017). It is unclear if MPAs are able to hinder IAS expansion, due to the high species richness conferring them an 'invasion resistance', or they may instead favour their introduction and spread through tourism activities, which increase disturbance and vectors (boat anchors, diving, etc.) (Giakoumi and Pey, 2017). To reduce the risk of future IAS introductions in MPAs and to better understand their invasive potential and spread dynamics, monitoring programs are crucial. Among IAS, *Caulerpa cylindracea* Sonder, 1845, introduced from Australia and New Caledonia (Belton *et al.*, 2014), is currently widespread in the whole Mediterranean Sea. This species raises serious concern, due to its ascertained impact on native biodiversity and habitats

(Katsanevakis *et al.*, 2014). We report on our experience of *C. cylindracea* monitoring within the Egadi Islands MPA (Sicily, Tyrrhenian Sea), which took place between 2014 and 2016 through the Citizen Science Project '*Caulerpa cylindracea* Egadi Islands' (Mannino *et al.*, 2016, 2017; Mannino and Balistreri, 2018) and was continued by the Citizen Science Project "Aliens in the sea". We focused on Favignana, which resulted the island most affected by NIS (Mannino *et al.*, 2016, 2017).

Materials and methods - Favignana Island (37°56'00" N, 12°19'00" E), is one of the main islands of the Egadi Islands MPA (instituted in 1991), a small archipelago located approximately 7-9 km from the western coast of Sicily (Italy, Tyrrhenian Sea). The Project '*Caulerpa cylindracea* Egadi Islands' aimed to collect data on the distribution of *C. cylindracea* whereas the project "Aliens in the sea", currently in progress, is based on the collection of data on the occurrence of a group of 19 NIS, including *C. cylindracea*. Volunteers (students, tourists, divers, underwater photographers, amateurs and fishermen) were invited to report the occurrence of the NIS together with photos and additional information (*e.g.* site, date, depth, substrate coverage % within a 400 cm^2 quadrat). Three classes of coverage % were considered: 1 (1-20 %), 2 (20-50%), 3 (>50%). All the records posted by the volunteers were periodically verified-validated by a Scientific team.

Results - The project "Aliens in the sea" allowed to confirm the records registered during the project '*Caulerpa cylindracea* Egadi Islands' and to register new sites and records (see Tab. 1).

Tab. 1 - Occurrences of *Caulerpa cylindracea* at Favignana Island.
Presenze di Caulerpa cylindracea *a Favignana*.

Sites	Class of coverage (%)	Number of records	
		Rock	Rock with sediment
Vermetid reef: 13 (2 new)	1 (1-20)	3	
	2 (20-50)		2
	3 (>50)	5	3
Cystoseira communities (**Upper Infralittoral zone)**: 17 (1 new)	1 (1-20)		4
	2 (20-50)	3	4
	3 (>50)	3	3
Coralligenous formations: 7 (1 new)	1 (1-20)	2	
	2 (20-50)	2	2
	3 (>50)	2	

Two sites distant more than 500 m were considered different. The records refer to three different habitats: vermetid reef, *Cystoseira* communities (upper infralittoral zone) and coralligenous formations (Fig. 1). The alga was mainly present in the *Cystoseira* communities and in the vermetid reef, and grew well in both substrates (see Tab. 1). In the *Cystoseira* communities and in the coralligenous formations the class of coverage (%) was mainly 2 (20-50%), whereas

in the vermetid reef was mainly 3 (>50%). Useful information on the colonisation strategies of the alga was also gathered, *e.g.* the ability of the stolons to create bridges in order to reach new areas for the anchorage (Fig. 1b). It has also been observed that the increase of sedimentation among the stolons of *C. cylindracea* favoured the settlement of the biofouler worm *Branchiomma bairdi* (McIntosh, 1885) (see Mytilineou *et al.*, 2016) (Fig. 1a).

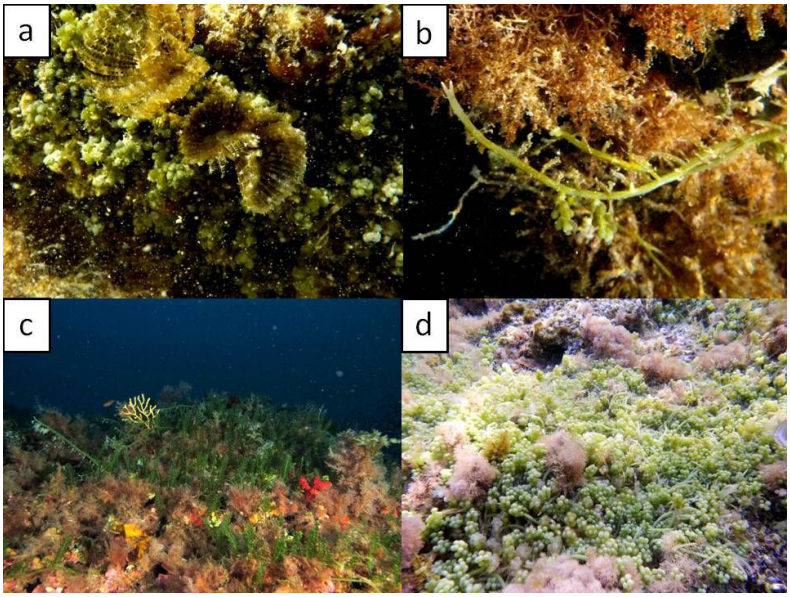


Fig. 1 - a) *C. cylindracea* and *Branchiomma bairdi*; b) a bridge created by the stolons of *C. cylindracea*; c) *C. cylindracea* in a coralligenous formation; d) *C. cylindracea* in a vermetid reef.

a) C. cylindracea *e* Branchiomma bairdi; b) *un ponte creato dagli stoloni di* C. cylindracea; c) C. cylindracea *in una formazione coralligena*; d) C. cylindracea *in un reef a vermeti*.

Conclusions - Favignana is the island of the Aegadian archipelago most affected by the introduction of alien species (Mannino *et al.*, 2016, 2017; Mannino and Balistreri, 2018). In comparison with the other two main islands (Marettimo and Levanzo), it presents the highest number of *C. cylindracea* records along with the highest number of NIS. This is consistent with the central position of Favignana, from both a geographical and a transport-stowaway point of view; it is the island nearest to the Trapani coast as well as the one with the most intense naval traffic and the highest number of tourists. In comparison with the other Sicilian MPAs, the Egadi Islands MPA has the highest number of NIS and, among the three islands of the Aegadian Archipelago, Favignana Island is the most affected by the introduction of NIS (Gianguzza *et al.*, 2018). Our findings would suggest that protection does not hinder the introduction and spreading of NIS, which instead represent a real threat to native species and habitats deserving protection at Community level (Habitats Directive 92/43/EEC) such as coralligenous formations and vermetid reefs. Since NIS are likely to continue to expand, and further arrivals are to be expected, additional management actions should be taken to effectively control IAS (Giakoumi *et al.*, 2019). For instance, tourism activities (boat anchors, diving, etc.) produce a constant spillover of new invaders; therefore, specific management strategies should

be implemented to reduce their risk for MPAs. Moreover, the impact and spread of IAS in MPAs can be controlled by planning regular monitoring activities, creating permanent observatories, and raising awareness on this issue in tourists and stakeholders.

References

BELTON G.S., PRUD'HOMME van REINE W.F., HUISMAN J.M., DRAISMA S.G.A., GURGEL C.F.D. (2014) - Resolving phenotypic plasticity and species designation in the morphologically challenging *Caulerpa racemosa-peltata* complex (Chlorophyta, Caulerpaceae). *J. Phycol.*, **50** (1): 32-54.

GIAKOUMI S., PEY A. (2017) - Assessing the effects of marine protected areas on biological invasions: a global review. *Front. Mar. Sci.*, **4**: 49.

GIAKOUMI S., PEY A., DI FRANCO A., FRANCOUR P., KIZILKAYA Z., ARDA Y., RAYBAUD V., GUIDETTI P. (2019) - Exploring the relationships between marine protected areas and invasive fish in the world's most invaded sea. *Ecol. Appl.*, **29** (1): e01809.

GIANGUZZA P., ZAVA B., BALISTERI P., MANNINO A.M. (2018) - Non-indigenous species and Marine Protected Areas. XXVIII Congresso SItE. Cagliari, 12-14 settembre 2018.

KATSANEVAKIS S., COLL M., PIRODDI C., STEENBEEK J., BEN RAIS LASRAM F., ZENETOS A., CARDOSO A.C. (2014) - Invading the Mediterranean Sea: biodiversity patterns shaped by human activities. *Front. Mar. Sci.*, **1**: 32.

MANNINO A.M., BALISTRERI P. (2018) - Citizen science: a successful tool for monitoring invasive alien species (IAS) in Marine Protected Areas. The case study of the Egadi Islands MPA (Tyrrhenian Sea, Italy). *Biodiversity*, **19** (1-2): 42-48.

MANNINO A.M., DONATI S., BALISTRERI P. (2016) - The Project '*Caulerpa cylindracea* in the Egadi Islands': citizens and scientists working together to monitor marine alien species. *Biodiv. J.*, **7** (4): 907-912.

MANNINO A.M., PARASPORO M., CROCETTA F., BALISTRERI P. (2017) - An updated overview of the marine alien and cryptogenic species from the Egadi Islands Marine Protected Area (Italy). *Mar. Biodiv.*, **47** (2): 469-480.

MYTILINEOU C., AKEL E., BABALI N., BALISTRERI P., BARICHE M., BOYACI Y., CILENTI L., CONSTANTINOU C., CROCETTA F., ÇELİK M., DERELI H., DOUNAS C., DURUCAN F., GARRIDO A., GEROVASILEIOU V., KAPIRIS K., KEBAPCIOGLU T., KLEITOU P., KRYSTALAS A., LIPEJ L., MAINA I., MARAKIS P., MAVRIČ B., MOUSSA R., PEÑA-RIVAS L., POURSANIDIS D., RENDA W., RIZKALLA S., ROSSO A., SCIROCCO T., SCIUTO F., SERVELLO G., TIRALONGO F., YAPICI S., ZENETOS A. (2016) - New Mediterranean Biodiversity Records (November, 2016). *Mediterr. Mar. Sci.*, **17** (3): 794-821.

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. (2011a) - Alien species along the Italian coasts: an overview. *Biol. Invasions*, **13** (1): 215-237.

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. (2011b) - Erratum to: alien species along the Italian coasts: an overview. *Biol. Invasions*, **13** (2): 531-532.

VERGÉS A., DOROPOULOS C., MALCOLM H.A., SKYE M., GARCIA-PIZÁ M., MARZINELLI E.M., CAMPBELL A.H., BALLESTEROS E., HOEY A.S., VILA-CONCEJO A., BOZEC Y.-M., STEINBERG P.D. (2016) - Long-term empirical evidence of ocean warming leading to tropicalization of fish communities, increased herbivory, and loss of Kelp. *P. Natl. Acad. Sci. USA*, **113** (48): 13791-13796.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 255-258

A. Occhipinti Ambrogi, F. Andaloro[1], E. Azzurro[2], A. Cardeccia, L. Carnevali[2], A. Castelli, E. Cecere, J. Cerri[2], L. Donnarumma, J. Ferrario, P. Genovesi[2], A. Giangrande, C. Gravili[3], F. Grieco[4], J. Langeneck, G. Mancinelli[3], F. Mastrototaro, C. Mazziotti, M. Mistri, F. Montesanto, C. Munari, L. Orsi Relini, A. Petrocelli, G. Relini, A. Sfriso, A. Marchini

Gruppo Specie Alloctone S.I.B.M. - Società italiana di Biologia Marina,
Viale Benedetto XV, 3 - 16132 Genova, Italia.
anna.occhipinti@unipv.it
[1]Stazione Zoologica Anton Dohrn, Villa Comunale - 80121 Napoli, Italia.
[2]ISPRA - Istituto Superiore per la Prevenzione e Ricerca Ambientale,
Via V. Brancati, 48 - 00144 Roma, Italia.
[3]DiSTeBA, Università del Salento, Piazza Tancredi, 7 - 73100 Lecce, Italia.
[4]Dipartimento di Biologia, Università di Bari, Via E. Orabona, 4 - 70124 Bari, Italia.

PRIORITIZZAZIONE DELLE SPECIE ALIENE MARINE ITALIANE PER L'IMPLEMENTAZIONE DI UNA LISTA DI SPECIE ALIENE INVASIVE DI RILEVANZA NAZIONALE AI SENSI DEL REGOLAMENTO EU 1143/2014 E DEL DECRETO LEGISLATIVO 230/2017

PRIORITIZING MARINE ALIEN SPECIES IN ITALY FOR THE IMPLEMENTATION OF A LIST OF INVASIVE ALIEN SPECIES OF NATIONAL RELEVANCE IN THE FRAMEWORK OF THE EU REGULATION 1143/2014 AND THE ITALIAN EXECUTIVE DECREE 230/2017

Abstract - *The EU regulation on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species (IAS) is based on the core concept of "IAS of EU concern": species to be targeted for action. Besides the existing, and continuously being updated, European list, Italy is developing its own national list. Here we describe the process of development of the list of marine IAS of Italian concern and show the highest priority marine IAS.*

Key-words: *EU Regulation, biodiversity impact, management, invasiveness.*

Introduzione - Il Regolamento Europeo 1143 del 22 ottobre 2014 sulla prevenzione e gestione dell'introduzione e diffusione delle specie aliene invasive è stato recepito in Italia con il Decreto Legislativo 230 del 15 dicembre 2017, entrato in vigore il 14 febbraio 2018, che stabilisce le misure di adeguamento della normativa nazionale alle disposizioni del Regolamento Europeo. Cuore del Regolamento è la lista di specie esotiche invasive di rilevanza per l'Unione Europea ("unionali") (ovvero le specie aliene invasive considerate più dannose per l'Europa) per cui si applicano i divieti di introduzione, commercio, possesso, riproduzione, allevamento/coltivazione, detenzione (anche in confinamento) e rilascio nell'ambiente, sia per i soggetti pubblici che privati (anche singoli cittadini) in tutta Europa ed in Italia. Per queste specie vige inoltre l'obbligo di eradicazione - ove possibile - o di gestione efficace per limitarne la diffusione e gli impatti negativi. La lista è dinamica ed è oggi composta da 49 specie di cui 33 già presenti in Italia. Ai sensi del Regolamento EU 1143/14 e del D. Lgs. 230/17, ogni stato membro può adottare anche una lista di specie di rilevanza nazionale a cui applicare i medesimi divieti delle specie di rilevanza europea. Questa è una possibilità importante per regolamentare specie aliene invasive particolarmente dannose in un paese membro che non potrebbero mai entrare nella lista di rilevanza unionale, perché autoctone in una parte degli Stati europei (ne è un classico esempio il pesce siluro). Il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare ha incaricato ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) di sviluppare una lista

di specie aliene invasive di rilevanza nazionale, e a sua volta ISPRA ha coinvolto otto Società Scientifiche Italiane afferenti alla Federazione Italiana di Scienze Naturali, responsabili dei seguenti gruppi: specie vegetali, invertebrati terrestri, invertebrati d'acqua dolce, vertebrati terrestri e d'acqua dolce e specie marine, queste ultime assegnate alla Società Italiana di Biologia Marina (SIBM). In questo contributo si illustrano le fasi del lavoro, la metodologia adottata ed i risultati preliminari, ancora in fase di definizione.

Materiali e metodi - Il lavoro si è svolto in diverse fasi: dapprima, alle diverse Società è stato richiesto di redigere la lista delle specie aliene presenti in Italia nei diversi gruppi tassonomici o habitat di riferimento, per la SIBM: "specie marine". Simultaneamente, è stata organizzata una prima riunione, svoltasi a Roma a novembre 2017, in presenza dei coordinatori di progetto (PG e LC) e di rappresentanti delle diverse Società. Nel corso di questa riunione è stata presentata l'iniziativa e distribuita una scheda (riportata in Tab. 1) con le variabili da valutare rispettivamente per le specie aliene già presenti in Italia e quelle ancora assenti ma di probabile prossimo ingresso (*horizon scanning*) (Matthews *et al*., 2017; Carboneras *et al*., 2018; Roy *et al*., 2019). Le Società Scientifiche hanno quindi individuato al loro interno un coordinatore e un gruppo più o meno numeroso di associati ai quali è stato richiesto di svolgere il lavoro di *screening* delle specie. Inizialmente, i partecipanti all'esercizio hanno testato la scheda distribuita da ISPRA su alcune specie di loro competenza. In seguito, a febbraio 2018 gli esperti individuati all'interno del Gruppo Specie Alloctone della SIBM, coautori di questo lavoro, si sono riuniti a Napoli in un secondo meeting, nel corso del quale si sono confrontate le valutazioni iniziali svolte dai singoli esperti e si è raggiunto un consenso sulle modalità di compilazione della scheda. Nei mesi successivi, gli esperti coinvolti nell'esercizio hanno condotto la valutazione delle specie a loro affidate, che sono state accorpate e omogeneizzate dai coordinatori di ciascun gruppo. Infine, a marzo 2019 rappresentanti delle otto Società Scientifiche si sono riuniti a Roma per il confronto tra i diversi gruppi tassonomici e habitat e per la rimodulazione delle schede, al fine di ottenere una valutazione il più possibile uniforme, pur tenendo conto delle inevitabili differenze esistenti tra taxa e habitat. In particolare, sono stati illustrati e discussi in plenaria alcuni casi esemplificativi, selezionati dalle singole Società, ed in base alla discussione collettiva, sono stati identificati alcuni criteri generali di compilazione, condivisi tra i vari gruppi. I rappresentanti dei vari gruppi hanno quindi rimodulato le assegnazioni e riformulato la lista finale. Al fine di combinare i valori assegnati dagli esperti per ciascuno dei criteri presentati in Tab. 1 in un valore complessivo per ogni specie presente in lista, sono state considerate alcune proposte di aggregazione dei dati; si è quindi valutato se gli esperti dei vari gruppi avessero eseguito l'esercizio in modo coerente e allineato. In particolare, è stato utilizzato un modello a variabili latenti (analisi fattoriale confermativa) che prevede quattro dimensioni: invasività, impatti, efficacia della prevenzione ed efficacia della gestione. La bontà di adattamento del modello ha dimostrato che i dati di valutazione sono compatibili con le quattro componenti e che gli esperti hanno compilato la scheda in modo congruo. Infine, le specie sono state ordinate in base al punteggio ottenuto sommando queste quattro componenti, restituendo così un quadro di priorità che gli esperti hanno ritenuto coerente con la situazione gestionale. Alcuni gruppi hanno quindi ulteriormente rimodulato le loro assegnazioni per allinearsi a quelle degli altri, prima del calcolo definitivo.

Tab. 1 - Criteri di valutazione utilizzati per le specie aliene già presenti in Italia (prima colonna) e non ancora presenti (seconda colonna: *horizon scanning*). Alle variabili sono stati assegnati valori da 1 a 5 (1=basso; 5=alto, ad eccezione delle variabili di costo e impatti indesiderati, dove 1=alto e 5=basso).

Evaluation criteria used for the alien species already present in Italy (first column) and not present yet (second column: horizon scanning). Each variable has been assessed with values from 1 to 5 (1=low; 5=high, except for variables of cost and undesirable impacts, where 1=high and 5=low).

SPECIE GIÀ PRESENTI	***HORIZON SCANNING***
Nome scientifico e autore	Nome scientifico e autore
Nome comune	Nome comune
Gruppo tassonomico	Gruppo tassonomico
Presente in Italia allo stato libero	Non presente in Italia allo stato libero o presente in ambienti confinati
	Probabilità di arrivo o fuga dagli ambienti confinati
Probabilità di stabilizzazione	Probabilità di stabilizzazione
Probabilità di diffusione naturale	Probabilità di diffusione naturale
Probabilità di diffusione *human assisted*	Probabilità di diffusione *human assisted*
Probabilità di reinvasione/ulteriori arrivi	
Probabile *pathway* prevalente di introduzione	Probabile *pathway* prevalente di introduzione
Probabilità di impatto sulla biodiversità	Probabilità di impatto sulla biodiversità
Probabilità di impatto su economia	Probabilità di impatto su economia
Probabilità di impatto su salute umana	Probabilità di impatto su salute umana
Probabilità di impatto su aspetti sociali	Probabilità di impatto su aspetti sociali
Colonizzazione e impatto su habitat o specie prioritarie in Direttiva Habitat o Uccelli	
Efficacia delle tecniche di controllo (comprende identificabilità)	Efficacia delle misure di prevenzione
Fattibilità/praticabilità dell'eradicazione nelle condizioni attuali di diffusione della specie	Efficacia delle tecniche di controllo (comprende identificabilità)
Fattibilità/praticabilità dell'eradicazione "ipotetica": per una popolazione limitata in un'area minima	
Costo	
Impatti indesiderati	
Accettabilità sociale	
Costi del ripristino ambientale	

Risultati - Negli ambienti marini e di transizione italiani sono state rinvenute 210 specie aliene. Di queste, 55 sono risultate essere non più presenti, mentre le restanti 155 sono state valutate secondo i criteri riportati nella prima colonna di Tab. 1. Le 55 specie registrate in passato, ma non stabilizzate, insieme ad altre 174 mai segnalate per l'Italia, sono state invece valutate secondo i criteri riportati nella seconda colonna di Tab. 1 '*horizon scanning*', per un totale di 384 specie valutate dai biologi marini che hanno partecipato all'esercizio. Il confronto con le assegnazioni effettuate da esperti di altri gruppi e habitat ha rivelato che le specie marine sono generalmente comparabili a quelle terrestri e d'acqua dolce per quanto riguarda invasività e impatti, ma presentano maggiori difficoltà in termini di prevenzione e controllo. Per quanto riguarda le specie '*horizon scanning*', alcune specie marine sono risultate tra le prime 70 aliene invasive (su un totale di oltre 700 specie valutate): i pesci lessepsiani *Pterois miles* (Bennett, 1828) e *Siganus rivulatus* (Rüppell, 1828) e alcune specie *fouling*, quali l'ascidiaceo *Herdmania momus* (Savigny, 1816), il cirripede *Austrominius modestus* (Darwin, 1854) e il polichete serpulide *Hydroides ezoensis* Okuda, 1934. I risultati definitivi tuttavia sono ancora in fase di elaborazione.

Conclusioni - Il presente esercizio di prioritizzazione ha rappresentato per i biologi ed ecologi marini italiani un momento di riflessione sugli impatti creati dalle specie aliene invasive, nonché l'avvio di un percorso condiviso per elaborare una efficace strategia di contrasto all'introduzione e diffusione di queste specie. L'esercizio congiunto ha inoltre rappresentato la prima occasione di confronto con gli esperti nazionali di specie aliene di habitat terrestri e dulciacquicoli. Le specie selezionate al termine di questo lungo percorso verranno sottoposte ad un formale *risk assessment*, per essere infine valutate dai decisori politici.

Bibliografia

CARBONERAS C., GENOVESI P., VILÀ M., BLACKBURN T.M., CARRETE M., CLAVERO M., D'HONDT B., ORUETA J.F., GALLARDO B., GERALDES P., GONZÁLEZ-MORENO P., GREGORY R.D., NENTWIG W., PAQUET J.-Y., PYŠEK P., RABITSCH W., RAMÍREZ I., SCALERA R., TELLA J.L., WALTON P., WYNDE R. (2018) - A prioritised list of invasive alien species to assist the effective implementation of EU legislation. *J. Appl. Ecol.*, **55** (2): 539-547.

MATTHEWS J., BERINGEN R., CREEMERS R., HOLLANDER H., van KESSEL N., van KLEEF H., van de KOPPEL S., LEMAIRE A.J.J., ODÉ B., VERBRUGGE L.N.H., HENDRIKS A.J., SCHIPPER A.M., van der VELDE G., LEUVEN R.S.E.W. (2017) - A new approach to horizon-scanning: identifying potentially invasive alien species and their introduction pathways. *Manage. Biol. Invasions*, **8** (1): 37-52.

ROY H.E., BACHER S., ESSL F., ADRIAENS T., ALDRIDGE D.C., BISHOP J.D.D., BLACKBURN T.M., BRANQUART E., BRODIE J., CARBONERAS C., COTTIER-COOK E.J., COPP G.H., DEAN H.J., EILENBERG J., GALLARDO B., GARCIA M., GARCÍA-BERTHOU E., GENOVESI P., HULME P.E., KENIS M., KERCKHOF F., KETTUNEN M., MINCHIN D., NENTWIG W., NIETO A., PERGL J., PESCOTT O.L., PEYTON J.M., PREDA C., ROQUES A., RORKE S.L., SCALERA R., SCHINDLER S., SCHÖNROGGE K., SEWELL J., SOLARZ W., STEWART A.J.A., TRICARICO E., VANDERHOEVEN S., van der VELDE G., VILÀ M., WOOD C.A., ZENETOS A., RABITSCH W. (2019) - Developing a list of invasive alien species likely to threaten biodiversity and ecosystems in the European Union. *Glob. Change Biol.*, **25** (3): 1032-1048.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 259-262

M. Sbrana, F. Fiorentino[1], C. Musumeci, G. Garofalo[1],
L. Lanteri[2], A. Ligas, F. Colloca[1]

Consorzio per il Centro Interuniversitario di Biologia marina ed Ecologia Applicata G. Bacci,
Viale Nazario Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italy.
sbrana@cibm.it
[1]CNR-IRBIM, Mazara del Vallo (TP), Italy.
[2]DISTAV, Università di Genova, Italy.

CLIMATE CHANGE, FISHERY AND RESOURCES: THE CASE OF COLD WATER SPECIES *MICROMESISTIUS POUTASSOU* (RISSO, 1827) (PISCES, GADIDAE)

CAMBIAMENTI CLIMATICI, PESCA E RISORSE: IL CASO DELLA SPECIE AD AFFINITÀ FREDDA MICROMESISTIUS POUTASSOU *(RISSO, 1827) (PISCES, GADIDAE)*

Abstract *- The spatial-temporal variations in the distribution of blue whiting,* Micromesistius poutassou*, are studied in two areas of Italian waters. The study is based on national statistics of landings and data collected under the MEDITS surveys from 1994 to 2017. The observed decreasing trend in the abundance can be interpreted as a response to environmental drivers related to the life history traits of the species.*

Key-words: *global warming, Mediterranean, fisheries resources, blue whiting.*

Introduction - The blue whiting, *Micromesistius poutassou* (Risso, 1827), is a mesopelagic species living in big schools on soft bottoms. In the Atlantic Ocean, it is distributed from the eastern coasts of Norway to the southern coasts of Greenland, Canada and the northeastern coast of the USA. The southernmost distribution is found along the northern coast of Western Sahara. In the Mediterranean Sea, the species is more abundant in the central-western basin. Although it is present in all Italian waters (Relini and Lanteri, 2010), the highest abundances are observed in the Ligurian-North Tyrrhenian Sea (Geographic Sub-Area - GSA 9), in the northern Adriatic (GSA 17) and in the Ionian Sea (GSA 19) (Mannini and Lanteri, 2017). The Italian national statistics of landings and the evaluations on the abundance at sea conducted through experimental surveys in GSA 9 and GSA 16 (South of Sicily) show a progressive rarefaction of the species in recent years, although the fishing effort has decreased in both areas. The aim of this work is to evaluate the possible effects of climate change and anthropogenic factors (fishing pressure) on the abundance of blue whiting populations in two areas of the Mediterranean Sea, the Strait of Sicily and the Ligurian-Northern Tyrrhenian Seas, taking in to account the biological and ecological characteristics of the species that make it adapted to cold water.

Materials and methods - Abundance of the species was calculated by both fishery dependent and independent data sources. Time series of official landing and number of trawlers, as a proxy of fishing effort, in the GSA 9 and in the seas around Sicily were compiled by using ISTAT and EU data collection framework. Fishery independent data originate from a total of 5,146 hauls carried out during day-light hours in the second/third quarter of the year between 10 and 800 m depth within the framework of the EU trawl surveys MEDITS for the period 1994-2017 in the Ligurian-Northern Tyrrhenian Seas (GSA 9) and in the Strait of Sicily (GSA 16). Abundance index of blue whiting was calculated from each haul as biomass per swept area (kg/km^2). Mean depth (m) and mean geographical position (Latitude

and Longitude) were recorded at each haul during the surveys. The effects of Sea Surface Temperature (SST) and other abiotic variables on the spatial-temporal variations in the relative biomass of blue whiting were evaluated using generalized additive models (GAMs). The biomass index of the species was modelled on the log scale. Explanatory variables in blue whiting biomass models were latitude and longitude, SST, depth, and time (years). Satellite data at a fine spatial scale (0.063×0.063 degrees) for SST (degrees Celsius) were collected (MyOcean follow-on project, http://marine.copernicus.eu); monthly data were averaged to obtain the mean SST for the first quarter of each year from 1994 to 2017. GAM models with Gaussian distribution (and identity link) were used to describe the relationship between the relative biomass of the species and the explanatory variables. A forward selection procedure was performed to identify the best model. The initial model included a smooth term accounting for spatial effect (latitude and longitude). Later, a smooth term for depth, time and SST was added. Finally, the models were compared using the Akaike information criterion (AIC) and deviance explained. The model with the lowest AIC was selected as the best model, that is the most parsimonious model with the greatest explanatory power (which best fits the data). The significance of each variable in the GAM was determined by means of analysis of variance (F-test). Data exploration and analysis were carried out with R 3.5.1 and the associated *mgcv* package. An assumed significance level of 5% was used in all the statistical analyses.

Results - According to the official national statistics, blue whiting landings in the GSA 9 and around Sicily show the highest values up to mid-90s (Fig. 1 left). In the last 20 years, with the exception of 2005-2006 in GSA 9, the landings showed a drastic reduction with the lowest values in recent years. Despite the number of bottom trawlers (the main gear exploiting blue whiting) has significantly decreased in the two areas since 1990 (Fig. 1 left), the annual landings per vessel have also shown a steady decrease from 2120 kg/boat/year in GSA 9 (year 1983) and 676 kg/boat/year in Sicily (year 1981) up to the minimum observed in the last year of the historical series (153 kg/boat/year in GSA 9 and 2 kg/boat/year in Sicily) (Fig. 1 right).

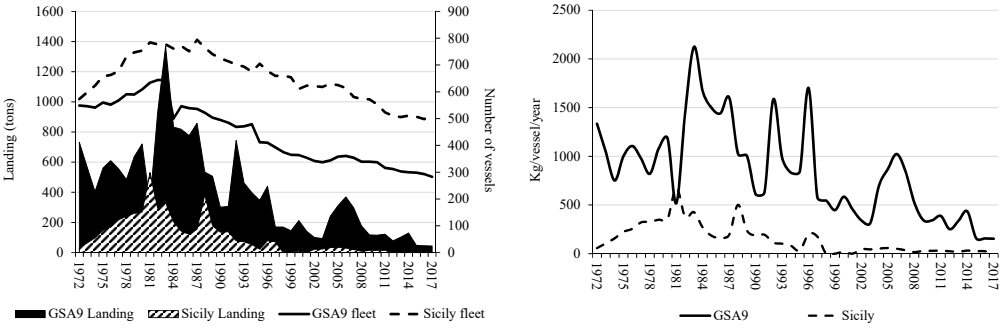


Fig. 1 - National statistics of landing and number of trawlers (left) and trend of the landing per unit of effort (right) for the GSA 9 and the seas around Sicily.
Statistiche nazionali degli sbarcati e del numero di imbarcazioni a strascico (a sinistra) e andamento dello sbarcato per unità di sforzo (a destra) nella GSA 9 e nei mari intorno alla Sicilia.

The analysis of the relationship between blue whiting relative biomass estimated from Medits surveys and the abiotic variables showed high significant correlations. Based on the model selection procedure, the best GAM model

included as explanatory terms latitude, depth, time and the mean SST of the first quarter. The summary of the outputs of the GAM best model is shown in Tab. 1. The smooth terms of two of the four explanatory variables are shown in Fig. 2. SST shows a clear negative effect on the abundance of blue whiting. Also time showed a negative effect from mid-2000s. An inspection of the residuals of the best model shows that there was no evidence of pattern within the model residuals or deviation from the assumptions of homogeneity and normality of variance.

Tab. 1 - Summary of the GAM outputs on the biomass index of blue whiting. Explanatory variables included latitude, depth, time, and sea surface temperature (SST); edf: estimated degrees of freedom; df: degrees of freedom.
Risultati del modello GAM sull'indice di biomassa del potassolo. Le variabili indipendenti utilizzate sono latitudine, profondità, tempo e temperatura superficiale marina (SST); edf: gradi di libertà stimati; df: gradi di libertà.

Parametric coefficients	Estimate	Standard error	*t*-value	*p*
Intercept	1.09	0.03	43.59	<0.05
Coefficients	edf	Degrees of freedom	*F*-value	*p*
Latitude	4.99	5.99	27.88	<0.05
Depth	7.83	8.63	35.46	<0.05
Time	7.53	8.45	17.06	<0.05
SST	5.06	6.23	7.15	<0.05

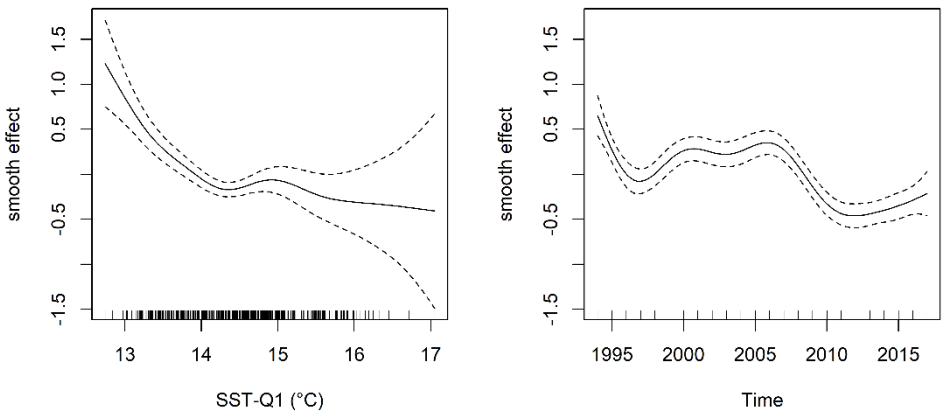


Fig. 2 - Effects of SST (left) and Time (right) on the relative biomass of blue whiting, as estimated by GAM. Dashed lines: GAM confidence intervals.
Effetti della SST (a sinistra) e del tempo (a destra) sulla biomassa di potassolo stimati con la GAM. Linee tratteggiate: intervalli di confidenza stimati dalla GAM.

Conclusions - In the last thirty years, the EU Common Fisheries Policy has led to a reduction in fishing effort, partially compensated by an increasing in catch efficiency and changes in fleet characteristics (Rijnsdorp *et al*., 2006). The assessment of the exploitation status of the main Mediterranean demersal species has shown that, to date, the reduction in fishing effort has not produced the expected results (GFCM, 2017; STECF, 2017). In contrast, studies conducted on some demersal species have shown that the variation in abundance is more closely related to the increase in water temperature. For example, this is the case of deep-water rose shrimp, *Parapenaeus*

longirostris (Lucas, 1846), a thermophilic species, which has increased significantly throughout the Mediterranean, and Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758), which instead is negatively affected by the increase in temperature (Sbrana *et al*., 2019). The fast warming of the Mediterranean basin is causing an increase of tropical and sub-tropical non indigenous species, a northward expansion of Mediterranean native thermo-philic and thermo-tolerant species and a decreasing of temperate and boreal species (Raitsos *et al*., 2010; Azzurro *et al*., 2011). Among these latter, the blue whiting, a species with marked affinity to cold water, seems negatively influenced by climate change as already demonstrated for other cold waters species, *e.g. Merlangius merlangus* (Linnaeus, 1758) and *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758), distributed in the northern sector of the Mediterranean Sea (Fortibuoni *et al*., 2010). Our results clearly show that the decreasing in fisheries landings and species abundance of blue whiting in the two areas is due to the ongoing warming trend. The increasing in SST during the spawning season of the species in the first quarter of the year has rapidly reduced species abundance since mid-2000s. Despite the current EU policy of fishing effort reduction, in a future scenario of increasing temperature, it is very difficult to expect a recovery of the blue whiting stocks in the Mediterranean Sea.

References

AZZURRO E., MOSCHELLA P., MAYNOU F. (2011) - Tracking signals of change in Mediterranean fish diversity based on local ecological knowledge. *PLoS ONE*, **6** (9): e24885.

FORTIBUONI T., LIBRALATO S., RAICEVICH S., GIOVANARDI O., SOLIDORO C. (2010) - Coding early naturalists' accounts into long-term fish community changes in the Adriatic Sea (1800-2000). *PLoS ONE*, **5** (11): e15502.

GFCM (2017) - Report of the Working Group on Stock Assessment of Demersal Species (WGSAD). Rome, Italy, 7-12 November 2016. FAO, Rome: 70 pp.

MANNINI A., LANTERI L. (2017) - *Micromesistius poutassou*. In: Sartor P., Mannini A., Carlucci R., Massaro E., Queirolo S., Sabatini A., Scarcella G., Simoni R. (eds), Synthesis of the knowledge on biology, ecology and fishery of the halieutic resources of the Italian seas. *Biol. Mar. Mediterr.*, **24** (Suppl. 1): 304-310.

RAITSOS D.E., BEAUGRAND G., GEORGOPOULOS D., ZENETOS A., PANCUCCI-PAPADOPOULOU A.M., THEOCHARIS A., PAPATHANASSIOU E. (2010) - Global climate change amplifies the entry of tropical species into the eastern Mediterranean Sea. *Limnol. Oceanogr.*, **55** (4): 1478-1484.

RELINI G., LANTERI L. (2010) - Osteichthyes. In: Relini G. (ed), Checklist della flora e della fauna dei mari italiani. Parte II. *Biol. Mar. Mediterr.*, **17** (Suppl. 1): 649-674.

RIJNSDORP A.D., DAAN N., DEKKER W. (2006) - Partial fishing mortality per fishing trip: a useful indicator of effective fishing effort in mixed demersal fisheries. *ICES J. Mar. Sci.*, **63** (3): 556-566.

SBRANA M., ZUPA W., LIGAS A., CAPEZZUTO F., CHATZISPYROU A., FOLLESA M.C., GANCITANO V., GUIJARRO B., ISAJLOVIC I., JADAUD A., MARKOVIC O., MICALLEF R., PERISTERAKI P., PICCINETTI C., THASITIS I., CARBONARA P. (2019) - Spatiotemporal abundance pattern of deep-water rose shrimp, *Parapenaeus longirostris*, and Norway lobster, *Nephrops norvegicus*, in European Mediterranean waters. *Sci. Mar.*, **83** (S1): 71:80.

STECF (2017) - Mediterranean assessments 2016. Part 2 (STECF-17-06). Publications Office of the European Union, Luxembourg; EUR 28359 EN, doi: 10.2760/015005.

This work was carried out within the fishery Data Collection Framework (DCF) funded by the Italian Ministry of Agriculture, Food Forestry and Tourism Policy (MIPAAFT) and by the European Commission.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 263-266

F. Tiralongo, G. Messina, M.V. Brundo, B.M. Lombardo

Dipartimento di Scienze Biologiche, Geologiche e Ambientali, Università di Catania,
Via Androne, 81 - 95124 Catania, Italia.
fra.tiralongo@hotmail.it

IL MONITORAGGIO DELLE SPECIE ITTICHE NON INDIGENE: POTENZIALITÀ E PERCEZIONE DELL'INVASIONE BIOLOGICA DA PARTE DEI PESCATORI PROFESSIONISTI

THE MONITORING OF NON-INDIGENOUS FISH SPECIES: POTENTIALITY AND PERCEPTION OF THE BIOLOGICAL INVASION BY PROFESSIONAL FISHERMEN

Abstract - *In the period May-December 2018, a total of 36 artisanal professional fishermen were interviewed about the frequency of caught/observation of seven selected lessepsian fish. The identification ability of the same fishermen was tested for the same species. Our results suggest that most of the lessepsian fish appear to be a sporadic episode in Italian waters and professional fishermen can be effectively involving in monitoring programs.*

Key-words: *lessepsian migrants, citizen science, alien species, Mediterranean Sea, artisanal fisheries.*

Introduzione - Le specie ittiche non indigene, e in particolare quelle lessepsiane, si stanno rapidamente diffondendo all'interno del Mar Mediterraneo. Il cambiamento climatico, e in particolare il riscaldamento delle acque, è indicato come il principale responsabile nell'accelerare i processi di colonizzazione da parte di queste specie (Raitsos *et al*., 2010). Tra le specie ittiche lessepsiane osservate in tempi recenti nelle acque italiane troviamo il pesce flauto (*Fistularia commersonii*, Rüppell, 1838), i pesci coniglio [*Siganus luridus* (Rüppell, 1829) e *Siganus rivulatus* Forsskål & Niebuhr, 1775], il pesce palla maculato [*Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789)], il pesce scorpione [*Pterois miles* (Bennett, 1828)] e la triglia del Mar Rosso (*Upeneus pori* Ben-Tuvia & Golani, 1989) (Azzurro e Andaloro, 2004; Azzurro *et al*., 2013; Tiralongo e Tibullo, 2014; Insacco e Zava, 2016; Azzurro *et al*., 2017; Deidun *et al*., 2018). I pescatori, nella maggior parte dei casi, sono i primi ad accorgersi della presenza di queste specie, motivo per cui il loro coinvolgimento in progetti di monitoraggio rappresenta un punto chiave. Tuttavia, essi potrebbero confondere le specie ittiche non indigene con alcune specie indigene simili, ad esempio, si pensi alla somiglianza tra la triglia del Mar Rosso (*U. pori*) e la triglia di scoglio (*Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758). Ciò potrebbe causare ampi ritardi tra l'arrivo della specie in acque italiane e la sua effettiva segnalazione agli enti di ricerca competenti. In questa ricerca si vuole dimostrare l'importanza dei pescatori professionisti nel monitoraggio di specie ittiche non indigene, con particolare enfasi sulla capacità del pescatore di essere in grado di riconoscere la "nuova" specie e sulla percezione del mondo della pesca dell'invasione biologica attualmente in corso.

Materiali e metodi - I dati sono stati raccolti nel periodo maggio-dicembre 2018 somministrando un totale di 36 questionari ad altrettanti pescatori professionisti di Sicilia e Calabria. Trentaquattro di questi praticano la "piccola pesca costiera" (imbarcazioni inferiori ai 12 metri lft), utilizzando, in base alla stagione, diversi tipi di attrezzi da pesca "artigianali" (tramaglio, imbrocco, palangari, derivante e circuizione). I rimanenti due pescatori operano invece con la rete a strascico durante tutto l'anno e appartengono alla marineria di Portopalo di Capo Passero. Ad ogni partecipante è stato chiesto, per 7 specie ittiche lessepsiane selezionate (*F. commersonii*, *L. sceleratus*,

P. miles, *S. luridus*, *S. rivulatus*, *Stephanolepis diaspros* Fraser-Brunner, 1940 e *U. pori*), se nel 2018 avessero catturato/osservato tali specie e con quale frequenza. Data la difficoltà da parte dei pescatori di distinguere le due diverse specie del genere *Siganus*, si è preferito, in questo caso, raggrupparle come *Siganus* sp. Una specie è stata considerata "comune" se almeno il 50% dei pescatori intervistati ha catturato/osservato almeno 1 esemplare, "poco comune" se meno del 50% fino a un minimo del 10% dei pescatori ha catturato/osservato almeno 1 esemplare, "rara" se la specie è stata catturata solamente da meno del 10% dei pescatori fino al valore percentuale più basso diverso da zero (almeno un pescatore ha catturato/osservato la specie), "mai catturata" se nessuno dei pescatori ha catturato/osservato la specie considerata. Al fine di valutare la capacità di riconoscimento delle specie ittiche lessepsiane da parte dei pescatori professionisti, nello stesso periodo è stato condotto un test sulle stesse specie selezionate per il questionario. Nello specifico, è stata registrata la capacità del pescatore di riconoscere, su base fotografica, una specie non indigena, seppur indicandola con un nome comune o dialettale. Lo stesso test è stato ripetuto a distanza di circa un mese, al fine di valutare se, dopo una fase di addestramento, dove è stato spiegato ai pescatori come riconoscere le specie lessepsiane selezionate, le capacità di riconoscere le specie non indigene sia significativamente aumentata. Si sottolinea a tal proposito che in questa seconda valutazione, le foto, pur mostrando le stesse specie, erano diverse. Ciò è stato applicato al fine di evitare che il pescatore avesse memorizzato la foto e non la specie e quindi per evitare una sovrastima dell'effettivo aumento nella capacità di identificazione. Per lo stesso motivo, le foto sono state mostrate assieme ad altre di specie indigene simili ben note ai pescatori. I dati sono stati confrontati con il test statistico di McNemar.

Risultati - Delle 7 specie ittiche lessepsiane selezionate, esclusivamente *F. commersonii* può essere classificata come "comune", essendo stata catturata da 29 pescatori su 36 (80,56%). *Siganus* sp. risulta invece "poco comune", con il 19,44% delle dichiarazioni di cattura (7 pescatori su 36). *S. diaspros* e *U. pori* ricadono invece nella categoria di specie "rara", con una sola cattura (2,78%) dichiarata per specie. Infine, per *L. sceleratus* e *P. miles* non si è registrata nessuna cattura ("mai catturata"). Per quanto riguarda le capacità di riconoscimento delle specie da parte dei pescatori dopo la fase di addestramento, queste si sono mostrate nettamente più elevate ($p<0,05$) per *L. sceleratus*, *S. diaspros* e *U. pori*, mentre per le rimanenti specie (*F. commersonii*, *P. miles* e *Siganus* sp.) non si è registrato nessun aumento significativo ($p>0,05$) (Fig. 1, Tab. 1). Queste ultime, tuttavia, si sono mostrate essere le specie più facilmente riconoscibili (Tab. 1). Quando non riconosciute, le specie non indigene sono state generalmente associate a specie indigene simili: *F. commersonii* a *Syngnathus* sp., *L. sceleratus* a *Lagocephalus lagocephalus* (Linnaeus, 1758), *P. miles* a *Scorpaena* sp., *Siganus* sp. a *Sarpa salpa* e *Sparisoma cretense*, *S. diaspros* a *Balistes capriscus* e *U. pori* a *Mullus surmuletus*.

Conclusioni - A causa della sua posizione geografica, il sud Italia, e in particolare la Sicilia, rappresenta la prima area italiana in cui generalmente viene registrata per la prima volta la presenza di una specie ittica lessepsiana (Tiralongo *et al*., 2019). Da qui l'importanza del coinvolgimento dei pescatori professionisti del sud nel monitoraggio di specie ittiche non indigene e rare (Tiralongo *et al*., 2018a). I pescatori, infatti, grazie alla varietà degli attrezzi da pesca utilizzati e alla costante presenza in mare sono generalmente i primi a osservare queste specie. Tuttavia, nonostante nei mari italiani il numero di tali specie sia in costante aumento, possiamo desumere dal presente studio che ad oggi i pescatori non percepiscono alcun impatto diretto sulla propria attività.

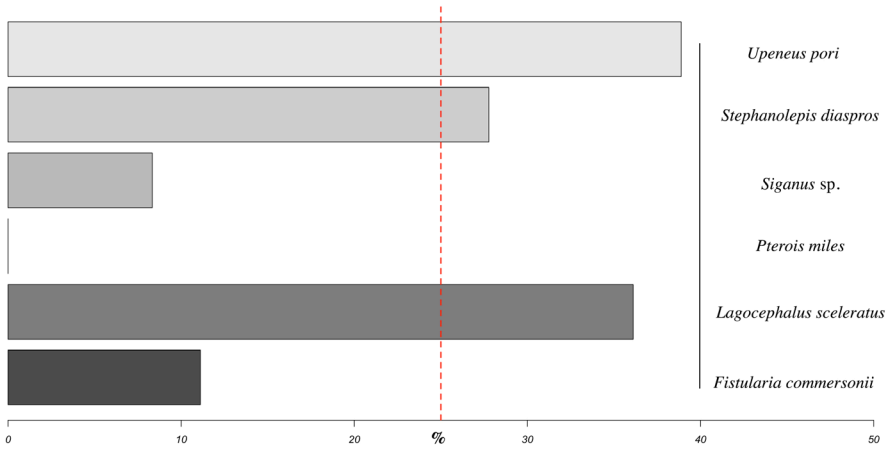


Fig. 1 - Aumento percentuale della capacità di identificazione dei pesci da parte dei pescatori dopo l'addestramento.
Percentage increase in fish identification ability in professional fishermen after training.

Tab. 1 - Capacità di identificazione delle specie ittiche da parte dei pescatori prima e dopo l'addestramento e frequenza percentuale delle catture/osservazioni; sì=identificazione corretta, no=identificazione errata, *=statisticamente significativo.
*Fishermen's identification ability of fish species before and after training and percentage frequency of catches/observations; sì=correct identification, no=false identification; *=statistically significant.*

Specie	Prima addestramento		Dopo addestramento		McNemar test p-value	Frequenza percentuale di catture/osservazioni
	Si	No	Si	No		
Fistularia commersonii	30	6	34	2	>0,05	80,56
Lagocephalus sceleratus	7	29	20	16	<0,05*	0
Pterois miles	35	1	34	2	>0,05	0
Siganus sp.	33	3	36	0	>0,05	19,44
Stephanolepis diaspros	11	25	21	15	<0,05*	2,78
Upeneus pori	3	33	17	19	<0,05*	2,78

Infatti, con l'eccezione di *F. commersonii*, ormai ampiamente diffusa nell'intero Bacino e relativamente comune nella Sicilia sudorientale (Tiralongo *et al*., 2018b), e di *S. luridus* nello Stretto di Sicilia (Azzurro e Andaloro, 2004), le specie ittiche non indigene rappresentano, almeno per il momento, una rarità nei mari italiani. Ad esempio, l'invasivo pesce scorpione (*P. miles*), osservato nella Sicilia sudorientale nel 2016 (Azzurro *et al*., 2017), non risulta essere stato catturato/osservato da parte di pescatori che regolarmente operano nell'area. Complessivamente, i pescatori professionisti mostrano una buona capacità nel saper riconoscere le specie non indigene, soprattutto dopo un periodo di breve addestramento. Un incremento della capacità di identificazione non si è invece registrato per le seguenti specie: *F. commersonii*, *P. miles* e *Siganus* sp. Queste specie, infatti, presentano caratteristiche morfologiche/cromatiche talmente peculiari rispetto alle specie indigene simili da permetterne un facile discernimento anche senza addestramento. I pescatori, infatti, erano già in grado di identificarle con un'elevata percentuale di successo. In conclusione, i pescatori professionisti rappresentano uno strumento fondamentale,

anche se non sempre attendibile, per quanto riguarda il monitoraggio delle specie ittiche non indigene. L'addestramento si è rivelato efficace nel migliorare nettamente la capacità di riconoscimento delle varie specie. Tuttavia, in progetti di "*citizen science*" in cui il pescatore è coinvolto nel monitoraggio di specie aliene, la successiva conferma, almeno su base fotografica, della specie da parte di esperti risulta essere di fondamentale importanza, soprattutto quando si tratta di pescatori non addestrati e/o con nessuna verificata esperienza nell'identificazione.

Ringraziamenti: Si ringraziano tutti i pescatori che hanno partecipato al progetto.

Bibliografia

AZZURRO E., ANDALORO F. (2004) - A new settled population of the lessepsian migrant *Siganus luridus* (Pisces: Siganidae) in Linosa Island - Sicily Strait. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **84** (4): 819-821.

AZZURRO E., SOTO S., GAROFALO G., MAYNOU F. (2013) - *Fistularia commersonii* in the Mediterranean Sea: invasion history and distribution modeling based on presence-only records. *Biol. Inv*., **15** (5): 977-990.

AZZURRO E., STANCANELLI B., DI MARTINO V., BARICHE M. (2017) - Range expansion of the common lionfish *Pterois miles* (Bennett, 1828) in the Mediterranean Sea: an unwanted guest for Italian waters. *BioInvasions Rec*., **6** (2): 95-98.

DEIDUN A., ZAVA B., INSACCO G., CORSINI-FOKA M. (2018) - First record of the Por's goatfish *Upeneus pori* (Actinopterygii: Perciformes: Mullidae) from Italian waters (western Ionian Sea). *Acta Ichthyol. Piscat*., **48** (1): 93-97.

INSACCO G., ZAVA B. (2016) - First record of the Marbled spinefoot *Siganus rivulatus* Forsskål & Niebuhr, 1775 (Osteichthyes, Siganidae) in Italy. In: Karachle P. *et al*., New Mediterranean Marine Biodiversity Records (March 2016). *Mediterr. Mar. Sci*., **17** (1): 236-237.

RAITSOS D.E., BEAUGRAND G., GEORGOPOULOS D., ZENETOS A., PANCUCCI-PAPADOPOULOU A.M., THEOCHARIS A., PAPATHANASSIOU E. (2010) - Global climate change amplifies the entry of tropical species into the eastern Mediterranean Sea. *Limnol. Oceanogr.*, **55** (4): 1478-1484.

TIRALONGO F., LILLO A.O., TIBULLO D., TONDO E., LO MARTIRE C., D'AGNESE R., MACALI A., MANCINI E., GIOVOS I., COCO S., AZZURRO E. (2019) - Monitoring uncommon and non-indigenous fishes in Italian waters: one year of results for the AlienFish project. *Reg. Stud. Mar. Sci.,* **28**: 100606.

TIRALONGO F., MESSINA G., COCO S., LOMBARDO B.M. (2018a) - On the presence of a well-established population of *Lobotes surinamensis* (Bloch, 1790) in the central Mediterranean Sea. *Annales Ser. Hist. Nat*., **28** (1): 31-36.

TIRALONGO F., MESSINA G., LOMBARDO B.M. (2018b) - *Fistularia commersonii* Rüppell, 1838 (Pisces: Fistulariidae) in the southeastern coast of Sicily: history of a lessepsian migrant eight years after its first record. 79° Congresso UZI. Lecce, 25-28 Settembre 2018. Riassunti: 44.

TIRALONGO F., TIBULLO D. (2014) - *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789), (Pisces: Tetraodontidae) reaches the Italian Ionian Sea. In: Kapiris K. *et al*., New Mediterranean marine biodiversity records (April 2014). *Mediterr. Mar. Sci*., **15** (1): 203-204.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 267-268

A. Buosi, A.-S. Juhmani, M. Wahsha*, Y. Tomio, M.A. Wolf, A. Sfriso

Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica (DAIS), Università Ca' Foscari di Venezia, Via Torino, 155 - 30172 Mestre (VE), Italia.
alessandro.buosi@unive.it
*Marine Science Station, The University of Jordan, Aqaba branch, Jordan.

STUDIO PRELIMINARE DELLA BIODIVERSITÀ MACROFITICA IN TRE STAZIONI DEL GOLFO DI AQABA (GIORDANIA)

PRELIMINARY STUDY OF MACROPHYTE BIODIVERSITY IN THREE STATIONS OF AQABA GULF (JORDAN)

Abstract *- The number of species and the coverage of the macrophytes recorded in three stations on the Jordan coast in the Gulf of Aqaba are reported. The results show a clear diversity of richness and evenness among the macrophytic communities of the different stations. Moreover, the low number of species can be related to the oligotrophic conditions of the sea.*

Key-words: *macroalgae, seagrass, Gulf of Aqaba, Jordan.*

Introduzione - Il Golfo di Aqaba (GA) è un bacino semichiuso separato dal Mar Rosso dallo Stretto di Tiran. Questa zona marina è circoscritta ad Ovest dall'Egitto, ad Est dall'Arabia Saudita, mentre nella parte settentrionale da Israele e dalla Giordania. Il GA, come tutto il Mar Rosso, è formato da ecosistemi marini complessi, con una diversità biologica più elevata di qualsiasi altra regione dell'Oceano Indiano orientale (Crosby *et al*., 2000). Questo mare, caratterizzato dall'assenza di apporti fluviali, presenta acque molto limpide con bassi livelli di particolato sospeso in colonna (Hulings, 1989). Inoltre, come descritto da Wahbah e Zughul (2001), le condizioni oligotrofiche, caratteristiche di questo mare, limitano la crescita di biomasse fitoplactoniche. Tuttavia, gli ecosistemi acquatici del GA negli ultimi decenni sono soggetti a importanti pressioni antropiche, come per esempio l'urbanizzazione, il turismo, il trasporto navale di petrolio, l'inquinamento industriale e gli scarichi di acque reflue (Wahsha *et al*., 2017). In questo particolare ambiente marino è stato avviato uno studio preliminare delle comunità macrofitiche, al fine di valutare le biodiversità, in termini quali e quantitativi, nelle aree indagate.

Materiali e metodi - Il campionamento dei taxa macrofitici è stato effettuato, durante il mese di luglio del 2017, in tre siti lungo l'area costiera della costa Giordana. Le stazioni di campionamento sono: a nord PB (*Public Beach*), nella zona centrale MSS (*Marine Science Station*) mentre a sud IC (*Industrial Complex*). Lo studio delle comunità macrofitiche è stato condotto attraverso campionamenti mediante immersioni in apnea o auto-respiratore ad aria (ARA) nella fascia marino-costiera della costa, fino ad una profondità di 6 m. La raccolta è stata condotta attraverso due approcci, uno di tipo qualitativo, con l'obiettivo di determinare il maggior numero di specie che compongono le associazioni vegetali e uno di tipo quantitativo, per definire la copertura delle specie dominati. Tale metodica di campionamento prevede l'utilizzo di un quadrato 40×40 cm (1600 cm^2) (Curiel *et al*., 2000) dove sono state raccolte, eseguendo 6 repliche, tutte le specie presenti e valutata la biomassa (peso su area) e la copertura vegetale totale. Inoltre, attraverso la tecnica del *visual census* all'interno dell'area del quadrato 40×40 cm (6 repliche), è stata calcolata anche la superficie occupata dalle specie di fanerogame marine.

Risultati - In totale sono state determinate 47 specie di macroalghe, suddivise in 24 Rhodophyta, 10 Chlorophyta, 13 Ochrophyta, e 2 specie di fanerogame marine: *Halophila stipulacea* (Forsskål) Ascherson e *Halodule uninervis* (Forsskål) Ascherson.

La stazione in cui sono state trovate il maggior numero di macroalghe è MSS, con 27 specie, di cui il 47% Rhodophyta, 26% Chlorophyta e 27% Ochrophyta, mentre nelle stazioni di PB e IC sono state raccolte rispettivamente 24 e 15 specie. In termini percentuali le Rhodophyta sono risultate le più abbondanti nella stazione PB (65%), viceversa le Ochrophyta nella stazione IC (56%). In tutte le stazioni di indagine, copertura e biomassa delle macroalghe sono risultate molto basse, con un *range* tra 2,2% e 1,8% di copertura, ed un *range* tra 2,4 g/m^2 e 1,6 g/m^2 di biomassa. La stazione di PB ha mostrato una maggiore biomassa e copertura, rispettivamente 2,2% e 2,4 g/m^2. Dallo studio delle coperture macroalgali è emerso che nella stazione MSS le specie dominati erano *Cystoseira myrica* (S.G. Gmel) C. Agardh, *Caulerpa serrulata* (Forsskål) J. Agardh e *Padina pavonica* (Linnaeus) Thivy, mentre nella stazione PB erano *Jania adhaerens* J.V. Lamouroux e *Laurencia papillosa* (C. Agardh) Greville. Diversamente, nella stazione IC le coperture maggiori erano dovute a *Turbinaria ornata* (Turner) J. Agardh e *Halimeda opuntia* (Linnaeus) J.V. Lamouroux. Per quanto riguarda le coperture delle fanerogame presenti è stato osservato come *Halophila stipulacea* fosse presente in tutte le stazioni, ma con copertura maggiore nella stazione MMS (85%) mentre *Halodule uninervis* è stata trovata solo nella stazione IC, con una copertura molto bassa (12%).

Conclusioni - I risultati ottenuti durante questo studio preliminare evidenziano come il numero di specie macroalgali sia molto basso, confrontato con altre zone marine, come ad esempio il Mar Mediterraneo (Coll *et al*., 2010). Tale evidenza potrebbe essere legata alle condizioni oligotrofiche molto accentuate di questa zona marina. Tuttavia, le comunità macrofitiche evidenziano delle diversità di specie e copertura tra le aree di indagine, sottolineando condizioni ambientali, antropiche e geomorfologiche distinte (Al-Zibdah e Damhoureyeh, 2006).

Bibliografia

AL-ZIBDAH M., DAMHOUREYEH S. (2006) - Spatial and temporal distribution of macroalgae along the Jordanian coast of the Gulf of Aqaba, Red Sea. *Dirasat*, *Pure Sciences*, **33** (1): 35-47.

COLL M., PIRODDI C., STEENBEEK J., KASCHNER K., BEN RAIS LASRAM F., AGUZZI J. et al. (2010) - The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PLoS ONE*, **5** (8): e11842.

CROSBY M.P., ABU-HILAL A., AL-HOMOUD A., EREZ J., ORTAL R. (2000) - Interactions among scientists, managers and the public in defining research priorities and management strategies for marine and coastal resources: is the Red Sea Marine Peace Park a new paradigm? *Water Air Soil Poll*., **123** (1-4): 581-594.

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.

HULINGS N.C. (1989) - *A review of marine science research in the Gulf of Aqaba*. Marine Science Station, Aqaba, Jordan: 267 pp.

WAHBAH M.I., ZUGHUL M.B. (2001) - Temporal distribution of chlorophyll *a*, suspended matter, and the vertical flux of particles in Aqaba (Jordan). *Hydrobiologia*, **459** (1-3): 147-156.

WAHSHA M., JUHMANI A.-S., BUOSI A., SFRISO A., SFRISO A. (2017) - Assess the environmental health status of macrophyte ecosystems using an oxidative stress biomarker. Case studies: the Gulf of Aqaba and the Lagoon of Venice. *Energy Procedia*, **125**: 19-26.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 269-270

M. Gaglioti, R. Auriemma*, C. De Vittor*, V. Esposito*, N. Teixido, M.C. Gambi

Stazione Zoologica 'Anton Dohrn', Punta S. Pietro, s/n - 80077 Ischia (NA), Italy.
martina.gaglioti@szn.it
*Istituto Nazionale di Oceanografia e Geofisica Sperimentale - OGS, Trieste, Italy.

A PILOT STUDY ON *POSIDONIA OCEANICA* FEATURES OF A HYDROTHERMAL SYSTEM OFF PANAREA (AEOLIAN ISLANDS, ITALY)

STUDIO PRELIMINARE SULLE CARATTERISTICHE DI POSIDONIA OCEANICA *IN UN SISTEMA IDROTERMALE DI PANAREA (ISOLE EOLIE)*

Abstract *- Preliminary data on* Posidonia oceanica *features at a hydrothermal vent system off Panarea (Aeolian Islands, Italy) are provided as a result of the Scientific Diving Summer School, hosted at the ECCSEL NatLab Italy. The hydrothermal area of the "Hot/Cold point" (Ditella, 10-12 m) is characterized by gas and hot fluid emissions. We observed differences in shoot density, plant phenology and epiphytic assemblages between hot and cold plots, with* Posidonia *near hot points showing lower shoot density, narrower leaves, and reduced calcareous epiphytes.*

Key-words: *scientific diving,* Posidonia oceanica*, hydrothermal vents, phenology, epiphytes.*

Introduction - Here we provide results of a pilot study on environmental settings and *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 features of a hydrothermal vent area off the island of Panarea (Aeolian Islands, Italy), subjected to gas and hot fluids emissions. This study represents part of the activities of the Scientific Diving Summer School at Panarea (2016-2018) (Gambi *et al*., 2018). Ocean acidification is the long-term change in seawater chemistry due to the absorption of carbon dioxide from the atmosphere, and its effects on marine organisms are documented in many studies. The island of Panarea, and its many nearby small islets, represents the largest hydrothermal system of the whole Mediterranean Sea and one of the most suitable natural laboratory to assess the effects of ocean acidification and hot fluids on benthic organisms, including *Posidonia oceanica* beds (Vizzini *et al.*, 2010; Guilini *et al.*, 2017). The Panarea School was hosted at the ECCSEL NatLab-Italy laboratory, funded by the Italian Ministry of University and Research and managed by the OGS. The laboratory belongs to the Italian components of the European Carbon Dioxide Capture and Storage Laboratory Infrastructure (ECCSEL).

Materials and methods - The vent system studied was the "Hot/Cold point" systems in front of Ditella at Panarea (38° 38.536 N; 15° 04.714 E) (10-12 m depth). It is an area characterized by a patchy meadow of the seagrass *Posidonia oceanica* forming a "matte" and interspersed with clearings of coarse sands which, in some spots, are affected by emissions of CO_2 and hot fluids (about 1 m across, up to 60 °C on the sediment surface) (Rogelja *et al.*, 2016). The "hot spots" are recognized by the presence of a yellow-orange bacterial "mat" layer. In this area, we selected 3 hot and 3 cold plots (approx. 5 m apart) in order to investigate the effects of the hot fluid emissions on water/sediment interface and Posidonia settlement. Physico-chemical features were measured using CTD and water sampling with Niskin bottles. Ten Posidonia shoots per plot were collected near to cold and hot points for plant phenology and epiphytes analyses, in September 2016, May 2017, and September 2018. Shoot density (7-10 replicates

of 40×40 cm plots) was measured in September 2016, while a Braun-Blanquet evaluation of epiphytes of the two oldest leaves of each shoot, were performed in September 2016 and May 2017.

Results and conclusions - Temperature on the sediment surface of cold plots in September 2018 ranged from 26.2 to 26.3 °C, while on hot plot ranged from 48.2 to 50 °C. Mean pH of bottom water did not vary between cold and hot plots, with a range of 8.0-7.9. Shoot density showed significant higher values near the cold areas (365.6±89.7 shoots/m^2) than near the hot plots (273.2±99.2 shoots/m^2) (t-test, p=0.03). In September 2016, higher total leaf length and green tissue length were recorded in cold plots (p=0.02, and p=0.001, respectively). In September 2018, higher leaf length and also width occurred in cold plots (p=0.002). In May 2017, only the leaf width was higher in cold (mean 0.92 mm) respect to hot plots (0.84 mm) (p=0.001). Epiphytes showed relatively low diversity in both months and both areas examined, and were mainly represented by hydroids, ascidians, turf/filamentous algae, and bryozoans, while other calcareous organisms were reduced (coralline algae, foraminifera) or absent (spirorbid polychaetes). However, the relative cover and frequency of the other taxa differred between cold and hot plots. In September 2016, 8% of the leaves analysed in cold plots (n=26) hosted turf/filamentous algae (<1% cover), 48% hydroids (<5% cover) and 12% showed bryozoans. In hot plots, 48% of the leaves (n=31) had turf/filamentous algae (<1% cover), 45% hydroids (≤5%) and 38% bryozoans (<1%). In May 2017, the epiphytic assemblage was more conspicuous; 66.6% of leaves from cold plots (n=24) showed hydroids (≤5% cover) and 25% ascidians (<1% cover); in the hot plots 100% of the leaves examined (n=29) hosted turf/filamentous algae (5-50%), 75% hydroids (1-5% cover) and 69% showed bryozoans (5-10% cover). The lower Posidonia shoot density and the reduced leaf length and width recorded in hot points could be related to the sensitivity of *P. oceanica* to high temperature. The pronounced differences detected in the epiphytic community, characterized mainly by hydroids, ascidians and coralline algae in the cold plots and by turf/filamentous algae, hydroids and bryozoans in the hot plots, could be related to the effect of hot fluids (nutrient enriched) favouring plant epiphyte development, similar to what observed by Rogelja *et al.* (2016) for the microphytobenthos (diatoms) production in the sediments of the hot points.

Acknowledgements: We wish to thank Andrea Fogliuzzi (Amphibia diving) for support at sea, and all the teachers and participants to the Panarea School of the past three editions (2016-2018).

References

GAMBI M.C., DE VITTOR C., BIGI S., ITALIANO F. (2018) - Third School of Scientific Diving at Panarea (Aeolian Islands, Tyrrhenian Sea, Italy): the first international edition. *Notiziario SIBM,* **74**: 104-110.

GUILINI K.,WEBER M., de BEER D., SCHNEIDER M., MOLARI M., LOTT C., BODNAR W., MASCART T., DE TROCH M., VANREUSEL A. (2017) - Response of *Posidonia oceanica* seagrass and its epibiont communities to ocean acidification. *PLoS ONE*, **12** (8): e0181531.

ROGELJA M., CIBIC T., PENNESI C., DE VITTOR C. (2016) - Microphytobenthic community composition and primary production at gas and thermal vents in the Aeolian Islands (Tyrrhenian Sea, Italy). *Mar. Environ. Res.*, **118**: 31-44.

VIZZINI S., TOMASELLO A., DI MAIDA G., PIRROTTA M., MAZZOLA A., CALVO S. (2010) - Effect of explosive shallow hydrothermal vents on $\delta^{13}C$ and growth performance in the seagrass *Posidonia oceanica*. *J. Ecol.*, **98** (6): 1284-1291.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 271-272

M.C. Gambi[1], M. Gaglioti[1], M. Del Pasqua[2], A. Giangrande[1,2]

[1]Stazione Zoologica Anton Dohrn, Punta S. Pietro, s/n - 80077 Ischia (NA), Italy.
gambimc@szn.it
[2]DiSTEBA, Università del Salento, Lecce, Italy.

POLYCHAETES AND OCEAN ACIDIFICATION: A SYNTHESIS ON TAXONOMIC AND FUNCTIONAL BIODIVERSITY

POLICHETI ED ACIDIFICAZIONE MARINA: UNA SINTESI SU BIODIVERSITÀ TASSONOMICA E FUNZIONALE

Abstract *- We provide an overview on taxonomic and functional biodiversity of polychaetes in relation to ocean acidification (OA) derived from research at the CO_2 vents system off Ischia (Castello Aragonese). A total of 119 taxa were censused in the area; studies have highlighted the occurrence of species new to science, sibling and alien taxa, dominance of a few adapted species in the most acidified areas, with a brooding habit, small size and a herbivorous feeding behavior.*

Key-words: *CO_2 vents, ocean acidification, polychaetes, distribution, biodiversity.*

Introduction - Ocean acidification (OA) is today recognized as one of the most pervasive stressors for marine biota at the level of species, communities and ecosystems. Studies on naturally acidified marine systems, such as CO_2 vents of volcanic origin, have increased over the world in these last years (Foo *et al*., 2018). Investigations on organism thriving inside and around the shallow volcanic CO_2 vent system near the Castello Aragonese on the island of Ischia (Italy), have generated key insights on the direct and indirect effects of OA on the benthic biota (reviewed by Foo *et al*., 2018). In this contribution we provide an overview of the research involving taxonomic and functional biodiversity of polychaetes conducted at the Castello CO_2 vents system where these organisms are relatively diverse and abundant.

Materials and methods - A good description of the CO_2 vent system around the Castello Aragonese off Ischia is available in previous papers (Gambi *et al*., 2016; Foo *et al*., 2018). Both in the north and south side of the Castello islet, a clear gradient of pH and OA is formed by different CO_2 venting intensity, and three pH areas were defined: extreme low pH zones (mean pH <7.4), low pH zone (pH at 7.8-8.0) and control/ambient areas with no bubbling and normal pH (mean pH 8.1). We have synthesized results of more than ten years of research in this system where polychaetes were considered (23 papers all reported in Foo *et al*., 2018), for a total of 119 taxa recorded inside the vents and in the nearby control areas (Gambi *et al*., 2016; Foo *et al*., 2018; Gaglioti *et al*., 2018).

Results and conclusions - Polychaetes are the most diverse invertebrate group in the studied area, with 119 taxa. Fabriciidae (Sabellida) were found unusually rich and abundant in the acidified area with description of two species new to science, *Brifacia aragonensis* and *Parafabricia mazzellae*. In addition, a cryptic species or morphotype of the spirorbid *Simplaria* sp. was also reported. Four alien taxa were recorded inside the vent area: *Lysidice collaris* Grube, 1870, *Spirorbis* (*Spirorbis*) *marioni* Caullery & Mesnil, 1897, *Novafabricia infratorquata* (Fitzhugh, 1973) and *Branchiomma boholense* (Grube, 1878). Among the 119 taxa occurring in the area, 107 (90% of the total) were present in the control zone, 64 (54%) in the low pH areas (mean pH 7.6-7.8), and only 37 (30%) in the extreme low pH (Fig. 1). The

calcareous Serpulidae were absent from the acidified areas, except for the spirorbids *Simplaria* sp. and *Pileolaria militaris* Claparède, 1870. A few species have been found particularly abundant in extreme low and low pH conditions, *e.g.*, *Amphiglena* sp., a putative new species under description, *Syllis prolifera* Krohn, 1852, *Platynereis* spp., *B. boholense*, *Simplaria* sp. Analyses of species' functional traits along the pH gradient revealed that the species which occur under severe OA conditions are mainly small in size (<1 cm), have a direct development and brooding habit (Fig. 1), and are mainly mesograzers. These results demonstrate that polychaetes represent a very promising and appropriate model group to study the multiple facets and direct and indirect effects of OA at species, population and community level.

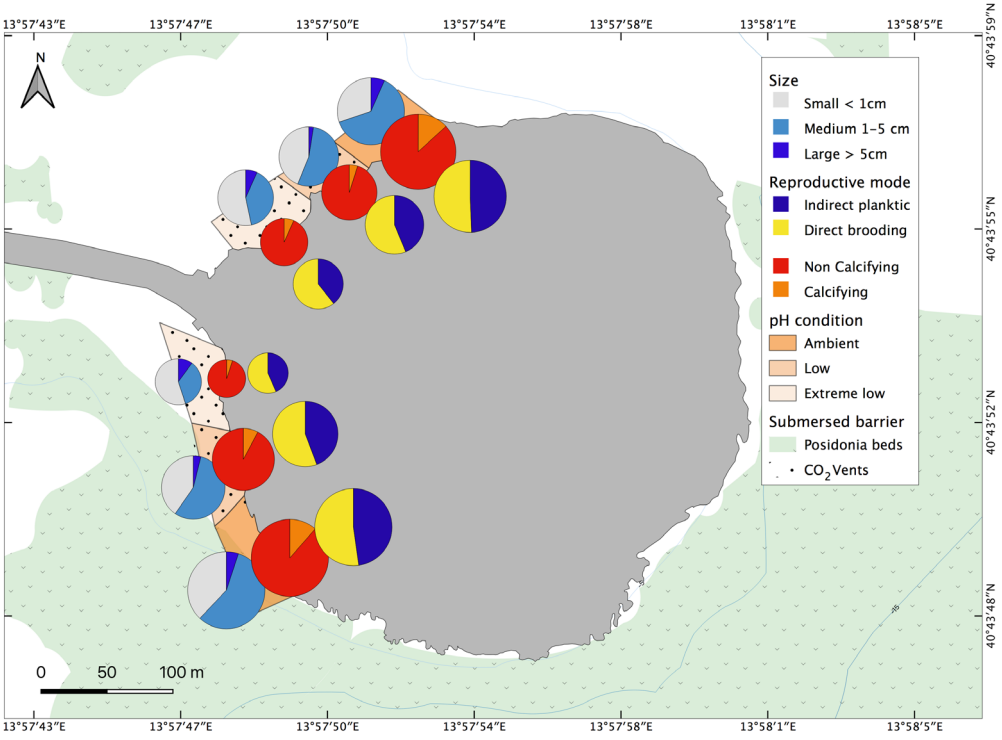


Fig. 1 - Distribution of polychaetes functional guilds along the north and south pH gradients of the Castello study area. Circle dimension in each pH zone is related to its species richness respect to the total taxa censused (119).

Distribuzione delle categorie funzionali dei policheti lungo il gradiente di pH a nord e sud del Castello d'Ischia. La dimensione del cerchio in ogni zona di pH è proporzionale al numero di specie rinvenuto rispetto al totale censito (119 taxa).

References

FOO S.A., BYRNE M., RICEVUTO E., GAMBI M.C. (2018) - The carbon dioxide vents of Ischia, Italy, a natural system to assess impacts of ocean acidification on marine ecosystems: an overview of research and comparisons with other vent systems. *Oceanogr. Mar. Biol.*, **56**: 237-310.

GAGLIOTI M., RICEVUTO E., GAMBI M.C. (2018) - Pattern and map of biodiversity related to ocean acidification in CO_2 vents of Ischia. *Biol. Mar. Mediterr.*, **25** (1): 235-236.

GAMBI M.C., MUSCO L., GIANGRANDE A., BADALAMENTI F., MICHELI F., KROEKER K.J. (2016) - Distribution and functional traits of polychaetes in a CO_2 vent system: winners and losers among closely related species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **550**: 121-134.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 273-274

F. Gazzola, A. Marchini, M. Nannini[1], E. Princisgh, G. Cerrati[1], E. Romanelli[1], R. Kolzenburg[2], F. Ragazzola[2], C. Lombardi[1]

Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia,
Via S. Epifanio, 14 - 27100 Pavia, Italia.
federica.gazzola01@universitadipavia.it
[1]Centro Ricerche Ambiente Marino ENEA, Via Santa Teresa - 19032 Pozzuolo di Lerici (SP), Italia.
[2]Institute of Marine Sciences, University of Portsmouth, Ferry road, Easteney Portsmouth PO4 9LY, UK.

EFFETTI DEL CAMBIAMENTO CLIMATICO SU *ELLISOLANDIA ELONGATA* E UN SUO 'MIMIC' ARTIFICIALE: RISULTATI PRELIMINARI SU MACRO- E MEIOFAUNA ASSOCIATE

EFFECTS OF CLIMATE CHANGE ON ELLISOLANDIA ELONGATA *AND ITS 'MIMIC': PRELIMINARY RESULTS ON ASSOCIATED MACRO- AND MEIOFAUNA*

Abstract - *Macro and meiobenthos associated with the coralline alga* Ellisolandia elongata *and an artificial substrate of similar 3-D structure ('mimic') were grown in aquarium tanks to test the response of associated fauna to acidification conditions. The differences in abundance of single taxa were analysed, and peracarid crustaceans provided a significant response to the interaction between the two factors, substrate (natural* vs *'mimic') and condition (control* vs *treatment).*

Key-words: *macrobenthos, meiobenthos,* Ellisolandia elongata*, climate change, Ligurian Sea.*

Introduzione - L'alga corallinacea *Ellisolandia elongata* (J. Ellis & Solander) K.R. Hind & G.W. Saunders, crea un habitat tridimensionale idoneo per molti organismi bentonici (Marchini *et al*., 2019). Il futuro scenario di acidificazione degli oceani potrebbe però presentare minacce per la struttura di questo biocostruttore e per la ricca fauna bentonica ad esso associata. Un precedente studio sperimentale, condotto in vasca su campioni di *E. elongata* e sulla fauna associata (Marchini *et al*., 2019), ha infatti mostrato che in uno scenario futuro di incremento di temperatura e abbassamento di pH la crescita algale e la struttura della fauna bentonica associata vengono alterate. Questi risultati sono meno evidenti di quanto osservato in un esperimento simile da Hale *et al.* (2011), i quali hanno però utilizzato un substrato artificiale come supporto per la fauna. Si è quindi ipotizzato che *E. elongata* possa, con la sua attività fotosintetica, alterare localmente l'equilibrio acido carbonico-minerali carbonatici e quindi mitigare a livello di microhabitat l'effetto dell'acidificazione (Marchini *et al*., 2019). Per verificare questa ipotesi, sono stati creati dei 'mimics' artificiali di *E. elongata*, ovvero substrati con una struttura tridimensionale il più possibile simile a quella dell'alga naturale (Nannini *et al*., 2017). Questi sono stati sottoposti, dopo trapianto in natura, a una sperimentazione in vasca, in condizioni di controllo e trattamento. L'analisi della fauna associata all'alga naturale e al suo 'mimic' in condizioni di controllo e trattamento ha permesso di valutare gli effetti di mitigazione dell'acidificazione attuati dall'alga.

Materiali e metodi - La struttura di *E. elongata* è stata analizzata tramite microtomografia per la realizzazione di disegni funzionali alla stampa 3D dei 'master'. Da questi sono stati realizzati calchi in silicone, dove è stato poi colato silicone atossico per la realizzazione di fronde artificiali dell'alga: assemblando diverse fronde in una base di resina si è ottenuto il 'mimic'. 70 'mimics' sono stati messi a dimora in mare per 5 mesi (maggio-ottobre 2017) per permetterne la colonizzazione. Successivamente, 18 'mimics' sono stati prelevati insieme a 18 campioni di alga naturale e trasferiti in 12 vasche, in 4 condizioni sperimentali (3 vasche per alga naturale-controllo; 3 per alga naturale-trattamento; 3 mimic-controllo; 3 mimic-

trattamento). I valori di pH nelle vasche trattamento e controllo erano rispettivamente di 7,8 e 8,1, come nell'articolo di Marchini *et al.* (2019). Dopo due mesi (dicembre 2017), i campioni sono stati fissati in etanolo e in laboratorio sono stati suddivisi per macrogruppi. L'abbondanza dei vari macrogruppi meio e macrobentonici osservati nei campioni è stata testata con PERMANOVA con un disegno sperimentale a due fattori (substrato: naturale-artificiale; condizione: controllo-trattamento).

Risultati - Solo per i crostacei peracaridi sono emerse differenze significative per l'interazione tra substrato e condizione di pH (Tab. 1). L'abbondanza di copepodi, nematodi e picnogonidi, e la struttura complessiva della comunità (basata sulla similarità di Bray-Curtis) rispondono anch'esse alla condizione sperimentale, ma indipendentemente dal substrato.

Tab. 1 - Risultati del test PERMANOVA su abbondanze dei diversi gruppi e struttura di comunità. Significatività: *p≤0,05 **p≤0,01 ***p≤0,001.
*Results of PERMANOVA for abundance of single groups and whole community structure. Significance: *p≤0.05 **p≤0.01 ***p≤0.001.*

	Fattori testati				Fattori testati		
Variabile di risposta	Condizione (C -T)	Substrato (M -N)	Interazione	Variabile di risposta	Condizione (C -T)	Substrato (M -N)	Interazione
Abbondanza peracaridi	***	*	*	Abbondanza ostracodi	NS	NS	NS
Abbondanza copepodi	**	NS	NS	Abbondanza foraminiferi	NS	NS	NS
Abbondanza cladoceri	NS	NS	NS	Abbondanza poriferi	NS	NS	NS
Abbondanza molluschi	NS	NS	NS	Abbondanza idrozoi	NS	NS	NS
Abbondanza policheti	NS	NS	NS	Abbondanza sipunculidi	NS	NS	NS
Abbondanza nematodi	*	NS	NS	Abbondanza nemertini	NS	NS	NS
Abbondanza echinodermi	NS	NS	NS	Abbondanza platelminti	NS	NS	NS
Abbondanza picnogonidi	*	NS	NS	Struttura comunità	*	NS	NS

Conclusioni - Il taxon dei crostacei peracaridi, che è già stato dimostrato essere particolarmente sensibile all'acidificazione in condizioni sperimentali (Marchini *et al.*, 2019), ha reagito in modo significativo al trattamento, ma con risposte diverse a seconda del substrato a cui era associato, alga naturale o 'mimic', confermando così l'ipotesi iniziale che l'alga *E. elongata* funga non solo da mero substrato, ma anche da habitat biochimicamente attivo, che può mitigare gli effetti dell'acidificazione. Questo risultato preliminare, tuttavia, dovrà essere confermato da ulteriori analisi a livello di specie.

Bibliografia

HALE R., CALOSI P., McNEILL L., MIESZKOWSKA N., WIDDICOMBE S. (2011) - Predicted levels of future ocean acidification and temperature rise could alter community structure and biodiversity in marine benthic communities. *Oikos*, **120** (5): 661-674.

MARCHINI A., RAGAZZOLA F., VASAPOLLO C., CASTELLI A., CERRATI G., GAZZOLA F., JIANG C., LANGENECK J., MANAUZZI M.C., MUSCO L., NANNINI M., ZEKONYTE J., LOMBARDI C. (2019) - Intertidal Mediterranean coralline algae habitat is expecting a shift toward a reduced growth and a simplified associated fauna under climate change. *Front. Mar. Sci.*, **6**: 106.

NANNINI M., RAITERI G., RAGAZZOLA F., BORDONE A., PACELLA D., CLAPS G., GABELLIERI L., ANDREOLI F., COCITO S., LOMBARDI C. (2017) - Messa a punto di un approccio metodologico per realizzare 'mimics' dell'alga corallinacea *Ellisolandia elongata* per studi sugli effetti del cambiamento climatico. *Biol. Mar. Mediterr.*, **24** (1): 63-64.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 275-276

D. Grech, A. Bellucci[1], M. Bertolino[2], A. Rosso[3], I. Guala

IMC - International Marine Centre, Loc. Sa Mardini, Torregrande - 09170 Oristano, Italy.
d.grech@fondazioneimc.it
[1]Via Metaurilia, Fano (PU), Italy.
[2]DISTAV, Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italy.
[3]Dip. Scienze Biologiche, Geologiche e Ambientali, Università di Catania, Corso Italia, 57 - 95129 Catania, Italy.

MASSIVE STRANDING EVENT OF BENTHIC SPECIES IN THE GULF OF ORISTANO (SARDINIA, ITALY)

SPIAGGIAMENTO MASSIVO DI ORGANISMI BENTONICI NEL GOLFO DI ORISTANO (SARDEGNA, ITALIA)

Abstract - *The Gulf of Oristano, Sardinia (Italy, western Mediterranean) was affected by a massive stranding of benthic species, especially sponges and bryozoans, after an exceptional hurricane event. Stranded taxa involved in this unprecedented phenomenon and their abundances are reported. Possible explanations are discussed.*

Key-words: *stranding event, macrobenthos, Porifera, Bryozoa, Sardinia.*

Introduction - The on-going global change is currently producing increasingly catastrophic and extreme events. The extent, duration and frequency of stranding and mass mortality events (MME) affecting many groups of macrobenthic invertebrates has strongly increased in recent decades. These phenomena are usually studied based on discrete and isolated stranding episodes (Turra *et al*., 2016 and references therein), in areas frequented by the scientific community and easily accessible. In the Gulf of Oristano (Sardinia, Italy), an extreme meteorological event occurred on 29 October 2018, with winds from the South-West exceeding 65 knots (hurricane on the Beaufort scale). The aim of this paper is to document the massive stranding of benthic organisms caused by the hurricane that struck the study area with waves exceeding 2 m in height.

Materials and methods - All species stranded after the hurricane were surveyed along the sandy coast, extending from Mare Morto to the mouth of the Tirso river for about 11 km. For two species, the sponge *Geodia cydonium* (Jameson, 1811) and the bryozoan *Schizoporella errata* (Waters, 1878), 25 replicates of quadrats of 10×10 m were examined by counting the number of stranded individuals. Quadrats were arranged randomly along the stretch of coast, and the counts were made along area beach width of about 15 m, from the shoreline up to the embryonic dune vegetation, where GPS positions were recorded. Abundance data were then uploaded into GIS platform and expressed as number of ind/m^2. In the case of *G. cydonium*, both whole specimens and fragments (exceeding 75% of the overall apparent size) were counted. To estimate the biomass of *G. cydonium*, a sub sample of 125 sponges was randomly collected along the shore and weighed (dry weight).

Results - The area interested by the stranded events extends from Mistras to Torregrande, for a coastal stretch of 5.5 km and a surface of about 47,000 m^2. The number of stranded species amounts to 29. *G. cydonium* overall abundance was 0.22±0.05 (mean±SE) ind/m^2 and dominant in Mistras with a peak of 0.88 ind/m^2. Conversely, *S. errata*, was less abundant at both Mistras and Torregrande; the peak of density (0.05±0.01 ind/m^2) was found in a midway area (Sassu) close to the mouth of the lagoon. The total biomass of *G. cydonium* stranded on the study area was estimated in about 1000 kg dry weight. The noble pen shell *Pinna nobilis* (Linnaeus, 1758) was also abundant.

Conclusions - The stranding event was restricted to the portion of the study area between Mistras and Torregrande. A huge *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadow (Cancemi *et al*., 2000) seemingly was the putative original habitat of the stranded taxa. The intense hydrodynamic energy produced by this extreme meteorological event likely caused the mechanical removal of benthic organisms and their subsequent stranding. Stranding of *P. nobilis* was possibly enhanced by the synergistic action of the hurricane and the related MME known throughout the western Mediterranean Sea (Carella *et al*., 2019, and reference therein). No massive pathogenic mortality is known for other species and their stranding is seemingly linked only to the mechanical action of waves. Worth of interest is the occurrence of two small individuals of *Luvarus imperialis* Rafinesque, 1810 (Chordata), a species rarely reported in stranding events, and whose biology is poorly known. A conspicuous stranding of *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797, occurred in the Torregrande area in 2011 (Lutzu E., pers. comm.). This study reports for the first time the massive stranding event of *G. cydonium* in the Mediterranean Sea and from the Gulf of Oristano. This species was previously been reported by ENEA (1990) in the closeness of the Gulf of Oristano, but there is no information on the current population abundance in both areas. These data are of great interest, given that *G. cydonium* is an important ecosystem engineer, it is declining (Bastari *et al*., 2017) and included in the list of endangered or threatened species of the Barcelona Convention. Likewise, stranding events were so far unknown for *S. errata*. Another bryozoan species *Amathia semiconvoluta* Lamouroux, 1824 was stranded in Italy, in the Gulf of Catania (Rosso A., unpublished data) where its colonies accumulated on the shoreline to form thin curbs in 1994. Increasingly frequent climatic anomalies can produce serious consequences on the marine environment, but the lack of historical data often hampers a complete understanding of the phenomena. Documentation of occasional events, like the one described here, contribute, together with large-scale and long-term monitoring, to the conservation of species of ecological interest, especially through the participatory approaches with Citizen Science projects that, in the case of stranding mortality events, can be easily practicable.

References

BASTARI A., BECCACECE J., FERRETTI F., MICHELI F., CERRANO C. (2017) - Local ecological knowledge indicates temporal trends of benthic invertebrates species of the Adriatic Sea. *Front. Mar. Sci*., **4**: 157.

CANCEMI G., BAROLI M., DE FALCO G., AGOSTINI S., PIERGALLINI G., GUALA I. (2000) - Cartografia integrata delle praterie marine superficiali come indicatore dell'impatto antropico sulla fascia costiera. *Biol. Mar. Mediterr*., **7** (1): 509-516.

CARELLA F., ACETO S., POLLARO F., MICCIO A., IARIA C., CARRASCO N., PRADO P., DE VICO G. (2019) - A mycobacterial disease is associated with the silent mass mortality of the pen shell *Pinna nobilis* along the Tyrrhenian coastline of Italy. *Sci. Rep*., **9** (1): 2725.

ENEA (1990) - Indagine sulla situazione ambientale delle aree destinate a riserve marine di Porto Cesareo, Capo Rizzuto e Penisola del Sinis - Isola di Mal di Ventre. Convenzione del 23.2.1986 con il Ministero della Marina Mercantile. La Spezia: 638 pp. + Allegati + Tavole.

TURRA A., POMBO M., PETRACCO M., SIEGLE E., FONSECA M., DENADAI M.R. (2016) - Frequency, magnitude, and possible causes of stranding and mass-mortality events of the beach clam *Tivela mactroides* (Bivalvia: Veneridae). *PLoS ONE*, **11** (1): e0146323.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 277-278

M.V. Guglielmi, F.G. Ancona, F. Capezzuto, A. Tursi, P. Maiorano

Dipartimento di Biologia, Università di Bari Aldo Moro, ULR CoNISMa di Bari,
Via E. Orabona, 4 - 70125 Bari, Italia.
marcov.guglielmi@gmail.com

IL *MARINE LITTER* SUI FONDALI DEL MAR IONIO: SITI ALTERNATIVI PER LO *SPAWNING* DI SPECIE DEMERSALI

MARINE LITTER ON THE IONIAN SEAFLOOR: UNUSUAL SITES FOR DEMERSAL SPECIES SPAWNING

Abstract - *Data on litter distributed on the Ionian seafloor were collected during MEDITS surveys and several interactions among debris and benthopelagic species were observed. The presence of egg masses of cephalopods and ovigerous capsules of sharks were detected on litter items.*

Key-words: *litter, spawning, cephalopods, sharks, Ionian Sea.*

Introduzione - La presenza di rifiuti in mare rappresenta attualmente uno dei maggiori impatti sugli ecosistemi marini (Pham *et al.*, 2014). La *Marine Strategy Framework Directive* ha incluso il descrittore 10 sul *marine litter*, promuovendone a scala europea il monitoraggio nelle diverse componenti dell'ambiente marino. Recenti studi realizzati nel Mar Ionio nord-occidentale hanno fornito informazioni su abbondanza e tipologia dei rifiuti in habitat sensibili mediante osservazione *in situ* (D'Onghia *et al.*, 2017; Pierdomenico *et al.*, 2019) e sui fondi strascicabili mediante *trawl survey* (Pham *et al.*, 2014; Calculli *et al.*, 2018). Sebbene sia di grande interesse l'interazione tra i rifiuti sui fondali e le specie residenti, sono disponibili ancora poche informazioni sulla possibile colonizzazione del *litter*, relative soprattutto a quello galleggiante (Kiessling *et al.*, 2015). Pertanto, in questo studio sono riportate le prime osservazioni sulla colonizzazione del *litter* sui fondali del Mar Ionio nord-occidentale e sul loro utilizzo come sito per la deposizione di uova e capsule ovigere di alcune specie demersali.

Materiali e metodi - I rifiuti analizzati sono stati raccolti nell'ambito delle campagne MEDITS di pesca a strascico realizzate nel Mar Ionio a dicembre 2017 e agosto 2018. In ciascuna delle 70 stazioni effettuate annualmente tra 10 e 800 m, tutto il *litter* è stato identificato secondo il protocollo MEDITS e ne è stata rilevata la frequenza percentuale e l'abbondanza in numero e peso. Inoltre, per tutti gli elementi, è stata annotata l'eventuale presenza di organismi epibionti o di elementi riproduttivi deposti, effettuando, ove possibile, l'identificazione dei *taxa* interessati.

Risultati - Il *litter* è stato rinvenuto in quasi tutte le stazioni investigate, con un numero totale di oggetti pari a 533 nel 2017 e 446 nel 2018. Nei due anni, la plastica è stata la categoria più abbondante (74 e 69% in numero), seguita da tessuti, metallo, vetro e, con percentuali esigue, le altre. In alcune stazioni (20 nel 2017 e 22 nel 2018) è stata osservata la presenza di epibionti sui rifiuti rinvenuti, per un totale del 12 e 23% degli oggetti colonizzati, rispettivamente nel 2017 e 2018. Una percentuale inferiore (11 e 12% nei due anni), per un totale di 21 elementi rinvenuti lungo l'arco ionico calabro, è stata utilizzata da vari *taxa* come sito di deposizione di uova o capsule ovigere (Tab. 1). In 16 di essi è stata rilevata la presenza di masse di uova incapsulate in differenti stadi di sviluppo e numerosità, riconducibili a cefalopodi sepioidei (Sepiida o Sepiolidae); tra questi, in due casi la presenza di uno stadio delle uova vicino alla schiusa ha consentito l'identificazione di *Sepiola* spp. Su un solo *item* è stata identificata una massa gelatinosa contenente uova di cefalopodi teutoidei in stadio iniziale di sviluppo. La plastica (buste, contenitori di cibo, utensili) è stata il supporto più utilizzato, seguita da metallo, gomma e tessuti. Infine, sono state identificate da 1 a 13 capsule ovigere

di gattuccio *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758) su residui di attrezzi da pesca in materiale plastico, in tre stazioni distribuite nell'area siculo-calabra (Tab. 1).

Elementi deposti Tipologia	N	Taxa	Prof. (m)	Categoria
Uova incapsulate	19	*Sepiola* sp.	78	Plastica
	6	Sepiolidae	78	Plastica
	29	Sepiolidae	78	Plastica
	327	*Sepiola* sp.	109	Plastica
	11	Sepiolidae	240	Plastica
	22	Sepiida	312	Plastica
	35	Sepiida	342	Plastica
	14	Sepiida	342	Plastica
	7	Sepiida	519	Plastica
	18	Sepiolidae	73	Gomma
	22	*Sepiola* sp.	109	Gomma
	10	Sepiida	320	Metallo
	20	Sepiida	320	Metallo
	13	Sepiida	334	Metallo
	27	Sepiolidae	73	Tessuti
	15	Sepiolidae	233	Tessuti
Massa gelatinosa	4356	Teuthida	320	Metallo
Capsule ovigere	13	*S. canicula*	237	Plastica
	8	*S. canicula*	372	Plastica
	1	*S. canicula*	388	Plastica

Tab. 1 - Deposizioni rilevate per ciascun oggetto, con numero di elementi deposti (N), taxa interessati, profondità e categoria di rifiuto.
List of spawning type per item, with number of laying elements (N), taxa, depth and litter category.

Conclusioni - I risultati presentati confermano come tra i rifiuti distribuiti nel bacino ionico, la plastica sia la categoria più frequente e abbondante. La persistenza sui fondali marini di alcuni rifiuti, soprattutto plastica e metallo, fornisce una risorsa spaziale aggiuntiva a quelle specie bentoniche e bentopelagiche che necessitano di substrati coerenti per la deposizione e possono utilizzare il *litter* anche come siti di deposizione e accrescimento. Il numero molto variabile di uova di cefalopodi rinvenute sui rifiuti potrebbe essere dovuto alle differenti strategie riproduttive dei cefalopodi e alla loro capacità di dividere un unico evento di deposizione di uova su differenti siti o oggetti, come segnalato in alcuni sepiolidi (Deickert e Bello, 2005). Il rinvenimento di capsule ovigere di *S. canicula* prevalentemente nell'area siculo-calabra, conferma la distribuzione preferenziale di questa specie nell'area ionica meridionale.

Bibliografia

CALCULLI C., POLLICE A., SION L., MAIORANO P. (2018) - Bayesian space-time modeling of multivariate marine litter abundance. METMA 9. Montpellier, 13-15 Jun 2018. Book of Abstracts: 129-132.

DEICKERT A., BELLO G. (2005) - Egg masses of *Sepietta oweniana* (Cephalopoda: Sepiolidae) collected in the Catalan Sea. *Sci. Mar.*, **69** (2): 205-209.

D'ONGHIA G., CALCULLI C., CAPEZZUTO F., CARLUCCI R., CARLUCCIO A., GREHAN A., INDENNIDATE A., MAIORANO P., MASTROTOTARO F., POLLICE A., RUSSO T., SAVINI A., SION L., TURSI A. (2017) - Anthropogenic impact in the Santa Maria di Leuca cold-water coral province (Mediterranean Sea): observations and conservation straits. *Deep-Sea Res. Pt. II*, **145**: 87-101.

KIESSLING T., GUTOW L., THIEL M. (2015) - Marine litter as habitat and dispersal vector. In: Bergmann M., Gutow L., Klages M. (eds), *Marine anthropogenic litter*. Springer, Berlin: 141-181.

PHAM C.K., RAMIREZ-LLODRA E., ALT C.H.S., AMARO T., BERGMANN M., CANALS M. *et al.* (2014) - Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. *PLoS ONE*, **9** (4): e95839.

PIERDOMENICO M., CARDONE F., CARLUCCIO A., CASALBORE D., CHIOCCI F., MAIORANO P., D'ONGHIA G. (2019) - Megafauna distribution along active submarine canyons of the central Mediterranean: relationships with environmental variables. *Prog. Oceanogr.*, **171**: 49-69.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 279-280

S. Lo Brutto, D. Iaciofano, B. Galil*

Dipartimento STeBiCeF, Università di Palermo, Via Archirafi, 18 - 90123 Palermo, Italy.
sabrina.lobrutto@unipa.it
*The Steinhardt Museum of Natural History, Tel Aviv University, Tel Aviv 69978, Israel.

AMPHIPOD ASSEMBLAGE UNDER THE INFLUENCE OF DESALINATION PLANTS IN THE SOUTH-EASTERN MEDITERRANEAN

POPOLAMENTO AD ANFIPODI E DESALINIZZAZIONE NEL MEDITERRANEO SUD-ORIENTALE

Abstract *- A check-list of amphipod assemblage, collected in the vicinity of two Israeli desalination plant marine outfalls, is provided with some notes about the species. The dataset highlights changes in species composition throughout the years, possibly due to local anthropogenic impacts.*

Key-words: *Amphipoda, desalination plants, Israel, Mediterranean.*

Introduction - Amphipods species list, collected between 2010 and 2017, near two desalination plants operating on the Mediterranean coast of Israel, is here provided for the first time to fill the gap of scarce knowledge about the benthic fauna in the area (Sorbe *et al*., 2002; Curatolo *et al*., 2013).

Materials and methods - The Palmachim and Soreq seawater reverse osmosis (SWRO) desalination plants are about 1 km apart. The capacity of the Palmachim plant (initial capacity 90 Mm^3 y^{-1}, outfall at 10 m depth, operational in 2007) was tripled in 2014 and marine outfall moved at 20 m depth. The Soreq plant began operation in 2013 (capacity 150 Mm^3 y^{-1}, outfall at 20 m depth). In the soft bottom facing each outfall three replicate samples were collected in spring and fall using a Van-Veen grab and sieved on a 250 μm mesh from a total of 191 sites sampled in 8 years. The specimens are deposited in the Museum of Zoology, University of Palermo (MZPA).

Results and conclusions - A total of 36766 specimens of amphipods were collected and identified in 30 species (Tab. 1). *Bathyporeia guilliamsoniana*, *Perioculodes longimanus* and *Urothoe grimaldii* showed the highest frequency, while two alien species, *Grandidierella bonnieroides* and *Paracaprella pusilla*, of which the first Mediterranean records were reported respectively in 2014 (Israel) and 2011 (Spain), were also collected in stable populations (Lo Brutto *et al*., 2016, 2019). Some *taxa* were listed to genus level due the inadequacy of the whole data (*e.g.* specimens too small or damaged material) however, within *Ampelisca* spp. *A. brevicornis* (Costa, 1853); *A. dalmatina* Karaman, 1975; *A. diadema* (Costa, 1853); *A. ledoyeri* Bellan-Santini & Kaim-Malka, 1977; *A. planierensis* Bellan-Santini & Kaim-Malka, 1977; *A. pseudospinimana* Bellan-Santini & Kaim-Malka, 1977; *A. sarsi* Chevreux, 1888; and *A. tenuicornis* Lilljeborg, 1855 have been scored; and within *Stenothoe* spp. *S. tergestina* (Nebeski, 1881); *S. bella* Krapp-Schickel & Lo Brutto, 2015; and *S. levantina* Krapp-Schickel & Lo Brutto, 2015. The amphipod assemblage increased in its richness from 2010 to 2017 following the increasing operational capacity of the desalination plants, possibly reflecting environmental changes regarding salinity and temperature.

Tab. 1 - List of species collected per year, from 2010 to 2017.
Lista delle specie raccolte tra il 2010 e il 2017.

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Ampelisca spp.	×	×	×	×	×	×	×	×
Apolochus neapolitanus (Della Valle, 1893)					×		×	×
Ampithoe ramondi Audouin, 1826					×		×	
Aora gracilis (Spence Bate, 1857)				×	×		×	
Grandidierella bonnieroides Stephensen, 1947						×	×	×
Autonoe spiniventris Della Valle, 1893						×	×	×
Nototropis massiliensis (Bellan-Santini, 1975)								×
Bathyporeia guilliamsoniana (Spence Bate, 1857)	×	×	×	×	×	×	×	×
Biancolina algicola Della Valle, 1893						×		×
Caprella equilibra Say, 1818						×	×	×
Paracaprella pusilla Mayer, 1890	×				×	×	×	×
Phtisica marina Slabber, 1769			×			×	×	×
Pseudolirius kroyeri (Haller, 1879)			×	×		×	×	×
Cheiriphotis mediterranea Myers, 1983		×	×	×	×	×	×	×
Medicorophium runcicorne (Della Valle, 1893)			×		×	×	×	×
Ericthonius brasiliensis (Dana, 1855)					×	×	×	×
Jassa ocia (Spence Bate, 1862)							×	×
Siphonoecetes dellavallei Stebbing, 1899								×
Leucothoe incisa Robertson, 1892	×	×	×			×	×	×
Elasmopus pectenicrus Bate, 1862						x	×	×
Ceradocus orchestiipes A. Costa, 1853							×	
Megaluropus massiliensis Ledoyer, 1976				×		×		
Perioculodes longimanus (Spence Bate & Westwood, 1868)	×	×	×	×	×	×	×	×
Pontocrates arenarius (Spence Bate, 1858)	×			×				
Gammaropsis sophiae (Boeck, 1861)					×	×	×	×
Photis longicaudata (Spence Bate & Westwood, 1862)					×	×	×	×
Podocerus variegatus Leach, 1814						×	×	×
Stenothoe spp.			×	×	×	×	×	×
Tryphosa nana (Krøyer, 1846)			×					
Urothoe grimaldii Chevreux, 1895	×	×	×	×	×	×	×	×

References

CURATOLO T., CALVARUSO C., GALIL B.S., LO BRUTTO S. (2013) - Geometric morphometry supports a taxonomic revision of the Mediterranean *Bathyporeia guilliamsoniana* (Spence Bate, 1857) (Amphipoda, Bathyporeiidae). *Crustaceana*, **86** (7-8): 820-828.

LO BRUTTO S., IACIOFANO D., GUERRA GARCÍA J.M., LUBINEVSKY H., GALIL B.S. (2019) - Desalination effluents and the establishment of the non-indigenous skeleton shrimp *Paracaprella pusilla* Mayer, 1890 in the south-eastern Mediterranean. *BioInvasions Rec.*, **8** (3): 661-669.

LO BRUTTO S., IACIOFANO D., LUBINEVSKY H., GALIL B.S. (2016) - *Grandidierella bonnieroides* Stephensen, 1948 (Amphipoda, Aoridae) - First record of an established population in the Mediterranean Sea. *Zootaxa*, **4092** (4): 518-528.

SORBE J.-C., BASIN A., GALIL B.S. (2002) - Contribution to the knowledge of the Amphipoda (Crustacea) of the Mediterranean coast of Israel. *Israel J. Zool.,* **48** (2): 87-110.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 281-282

A. Oprandi, G. Costa, M. Castellano, M. Pansini, M. Bertolino

Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
ali.oprandi@gmail.com

STUDIO DELLE COMUNITÀ DI SPUGNE DEL PASSATO UTILIZZANDO LE SPICOLE SILICEE INTRAPPOLATE NELLA "MATTE" DI *POSIDONIA OCEANICA*

STUDY OF THE PAST SPONGE COMMUNITY USING SILICEOUS SPICULES IN THE POSIDONIA OCEANICA *"MATTE"*

Abstract - *The skeleton of most of sponge species consists of siliceous spicules that, after the sponge death, persist for a long time in the sediment. The reduced suspension occurring within the meadows of the seagrass* Posidonia oceanica *makes these habitats a stable deposit for sponge spicules. Spicules trapped into the network of rhizomes progressively buried named 'matte' represent a sedimentary sequence interpretable on a temporal scale. By means of a vertical corer we collected samples of sediment at 0.5, 1, 1.5 and 2 m depth along the matte profile in order to quantify the amount of biogenic silica used to assess past dynamics of the sponge community in four* P. oceanica *meadows of the Ligurian sea. The content in biogenic silica was determined by spectrophotometric analysis of the sediments. A general decreasing trend with depth was observed in the meadows of Prelo and Punta Pedale, while in the site of Punta Manara the major amount of silica was found deeper in the matte. The temporal variations of sponge abundance were probably due to historical anthropogenic disturbances. In the meadow of Bergeggi, silica' concentrations, significantly lower compared to all other sites, were likely caused by bottom currents in correspondence of the channel between Punta del Maiolo and the island of Bergeggi.*

Key-words: *Porifera spicules, core samples, anthropogenic disturbances,* Posidonia oceanica*, Ligurian Sea.*

Introduzione - Lo scheletro della maggior parte delle specie di spugne è costituito da spicole silicee. Dopo la morte della spugna, le spicole persistono nei sedimenti costituendo un valido strumento per lo studio di dinamiche passate dei popolamenti di poriferi (Bertolino *et al*., 2012). La ridotta risospensione che si verifica all'interno delle praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 rende questi habitat un deposito naturale di spicole, le quali rimangono intrappolate per lungo tempo nella fitta rete di rizomi progressivamente interrati che costituiscono la matte, una sequenza sedimentaria permanente. Nel presente lavoro è stato condotto uno studio quantitativo della silice biogenica dovuta alle spicole presenti nella matte di *P. oceanica* al fine di determinare i cambiamenti nel tempo delle comunità di spugne associate a quattro praterie del Mar Ligure, in relazione ad eventi di disturbo antropico e naturale. Considerando che i rizomi di *P. oceanica* contrastano la sedimentazione con un tasso di crescita verticale medio compreso tra 4 e 9 mm·anno^{-1} in siti indisturbati (Marbà *et al*., 2006) è possibile interpretare le variazioni osservate su scala temporale.

Materiali e metodi - I campioni di sedimento sono stati prelevati in immersione subacquea con un carotatore verticale manuale. Sono state fatte tre repliche, a 0,5, 1, 1,5 e 2 m di profondità lungo il profilo verticale della matte, in quattro praterie della riviera ligure: Punta Pedale, Prelo, Punta Manara e Bergeggi, per un totale di 48 campioni esaminati. L'estrazione della silice biogenica dal sedimento è stata effettuata chimicamente seguendo la procedura di DeMaster (1981) e determinata tramite analisi spettrofotometrica dei campioni (due repliche). A Punta Pedale i dati di silice biogenica sono stati confrontati con quelli ottenuti dal conteggio delle spicole al microscopio.

Risultati - I valori di silice biogenica riscontrati alle diverse profondità della matte di *P. oceanica* sono riportati in Fig. 1. Le diverse praterie sono contraddistinte da un'elevata variabilità. A Bergeggi le concentrazioni di silice risultano più basse rispetto a tutti gli altri siti, raggiungendo un minimo assoluto alla profondità di 1,5 m con 4796±1817 μM Si g^{-1}, viceversa a Punta Pedale e Prelo si riscontrano i valori più elevati, con 35549±9511 μM Si g^{-1} e 22401±7316 μM Si g^{-1} rispettivamente. A Punta Manara sembra essere lo strato più profondo (2 m) quello più ricco (42951±8089 μM Si g^{-1}). Dall'analisi al microscopio ottico il numero di spicole indagate nella prateria di Punta Pedale, segue lo stesso andamento delle analisi chimiche.

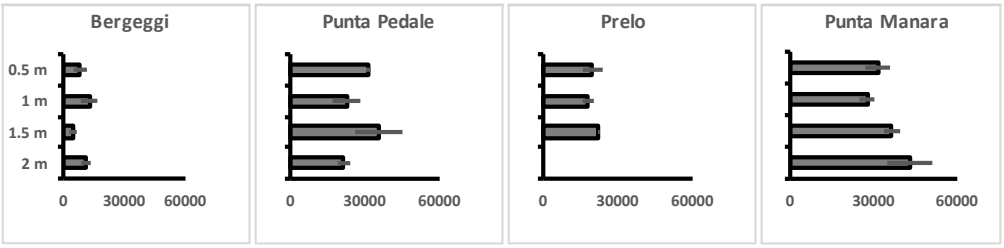


Fig. 1 - Concentrazione di silice biogenica (μM Si g^{-1}) alle diverse profondità nella matte.
Biogenic silica concentration (μM Si g^{-1}) in the different depth layers inside the matte.

Conclusioni - Bertolino *et al.* (2012) avevano già suggerito la possibilità di evidenziare variazioni temporali nell'abbondanza di spugne dall'analisi delle spicole nei sedimenti intrappolati nella matte. Questo lavoro dimostra che l'analisi chimica della silice biogenica può portare agli stessi risultati con una metodologia più speditiva. I dati quantitativi ottenuti vanno interpretati come una stima dell'abbondanza di spugne a livello locale e come il risultato dell'azione delle correnti di fondo sul trasporto delle spicole all'interno della prateria. Per esempio, la netta e generalizzata riduzione di silice riscontrata a Bergeggi rispecchia una situazione legata a forzanti idrodinamiche di tipo locale, quale ad esempio la forte corrente che si genera in corrispondenza del canale tra Punta del Maiolo e l'isola di Bergeggi (Ferrari *et al*., 2014). Le differenze nell'abbondanza di spugne, relative a diversi periodi storici, a Prelo, Punta Manara e Punta Pedale, potrebbero essere dovute a disturbi di tipo antropico. A punta Pedale il minimo valore di silice nello strato profondo, confermato dall'analisi al microscopio, potrebbe dipendere dall'impatto della costruzione della strada litoranea all'inizio del XX secolo. Similmente, in tempi più recenti, lo sviluppo dei cantieri navali lungo il litorale di Riva Trigoso potrebbe aver causato una progressiva diminuzione nella popolazione di spugne della prateria di Punta Manara.

Bibliografia

BERTOLINO M., CALCINAI B., CAPELLACCI S., CERRANO C., LAFRATTA A., PANSINI M., PENNA A., BAVESTRELLO G. (2012) - *Posidonia oceanica* meadows as sponge spicule traps. *Ital. J. Zool.*, **79** (2): 231-238.

DeMASTER D.J. (1981) - The supply and accumulation of silica in the marine environment. *Geochim. Cosmochim. Ac.*, **45** (10): 1715-1732.

FERRARI M., CABELLA R., BERRIOLO G., MONTEFALCONE M. (2014) - Gravel sediment bypass between contiguous littoral cells in the NW Mediterranean Sea. *J. Coast. Res.*, **30** (1): 183-191.

MARBÀ N., SANTIAGO R., DÍAZ-ALMELA E., ÁLVAREZ E., DUARTE C.M. (2006) - Seagrass (*Posidonia oceanica*) vertical growth as an early indicator of fish farm-derived stress. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **67** (3): 475-483.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 283-284

S. Righi, D. Prevedelli, S. Fai, R. Simonini

Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Modena e Reggio Emilia,
Via Campi, 213/D - 41125 Modena, Italia.
sara.righi@unimore.it

DATI PRELIMINARI SULLA DISTRIBUZIONE DI *HERMODICE CARUNCULATA* (AMPHINOMIDA) LUNGO LE COSTE ITALIANE

PRELIMINARY DATA ON THE OCCURRENCE OF HERMODICE CARUNCULATA *(AMPHINOMIDA) ALONG ITALIAN COASTS*

Abstract *- Despite the potential impacts of the bearded fireworm* Hermodice carunculata *on Mediterranean rocky benthic ecosystems, its geographical occurrence is poorly understood. Preliminary data on fireworm distribution along Italian coasts, collected with an online questionnaire, are here presented focusing on coast-wide distribution, bathymetry and substrate information. Fireworm were reported in apparent expansion across the Ionian Sea and the Gulf of Naples and as new records in Sardinia.*

Key-words: *polychaetes, ecological distribution, populations, data collection, Mediterranean Sea.*

Introduzione - Il verme di fuoco *Hermodice carunculata* (Pallas, 1766) è un polichete urticante di grandi dimensioni (fino a 30 cm di lunghezza) diffuso nell'Oceano Atlantico e nel Mar Mediterraneo. Il comportamento predatorio opportunista e l'ampio areale rendono questa specie potenzialmente invasiva (Simonini *et al*., 2018). Negli ultimi decenni è stato documentato un critico aumento di *H. carunculata* lungo le coste salentine, dove analisi genetiche hanno confermato la presenza di popolazioni in recente espansione (Righi *et al*., 2019). Tuttavia, le conoscenze riguardo la distribuzione lungo le coste italiane ed i potenziali impatti sugli ecosistemi rocciosi sono ancora limitate. Il presente lavoro si inserisce in una più vasta ricerca sulla dinamica di popolazione ed ecologia di *H. carunculata* in Mediterraneo. Ad oggi, i vermi di fuoco sono riportati nel Medio e Basso Adriatico, nel Mar Tirreno meridionale e nel Mar Ionio (Castelli *et al*., 2008), ma mancano dati che ne documentino la distribuzione geografica puntale. L'obiettivo di questo studio è ottenere informazioni preliminari riguardo le aree di presenza della specie nei mari italiani.

Materiali e metodi - I dati sono stati raccolti tramite un'indagine basata su questionari online. I questionari sono stati sottoposti ad enti pubblici ed istituzioni scientifiche, quali Aree Marine Protette, ARPA e soci SIBM, in modo da raggiungere personale con buona conoscenza delle realtà territoriali locali e dell'ambiente marino. Il questionario era costituito da tre sezioni, di cui una prima divulgativa per fornire informazioni sulla specie e le ricerche in atto, e due successive con domande inerenti agli avvistamenti. Per ogni segnalazione si richiedeva di inserire: località, profondità, tipo di substrato/habitat, dimensioni dell'animale, periodo dell'avvistamento, attività che ha portato all'avvistamento e se vi era percezione di popolazioni in aumento. Ad ogni utente è stato chiesto di rispondere una sola volta per evitare riconteggi. I dati sono stati raccolti nell'autunno 2018 ed elaborati con un software GIS per generare una mappa aggiornata dei siti di avvistamento (Fig. 1).

Risultati - Su un totale di 146 questionari compilati, 103 riportavano segnalazioni di osservazione diretta (Fig. 1). I dati ottenuti hanno rivelato la presenza di *H. carunculata* in 87 località, di cui 9 in Campania, 9 in Calabria, 1 in Lazio (Ventotene), 25 in Puglia, 3 in Sardegna e 40 in Sicilia. Percezioni di popolazioni in aumento

sono state riportate per la maggior parte delle località del Mar Ionio, Mar Tirreno meridionale (per quanto riguarda le coste palermitane e del Golfo di Napoli) e dello Stretto di Messina. La specie non è stata segnalata nelle regioni del centro-nord Italia, sia sul versante adriatico che tirrenico. I vermi di fuoco sono stati osservati prevalentemente nella stagione primaverile-estiva, durante attività quali snorkeling, apnea, pesca e immersioni subacquee entro 20 m di profondità. Sono state riferite anche segnalazioni a profondità maggiori, fino a –50 m. *H. carunculata* era presente su substrati duri, sabbiosi, grotte e in praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813.

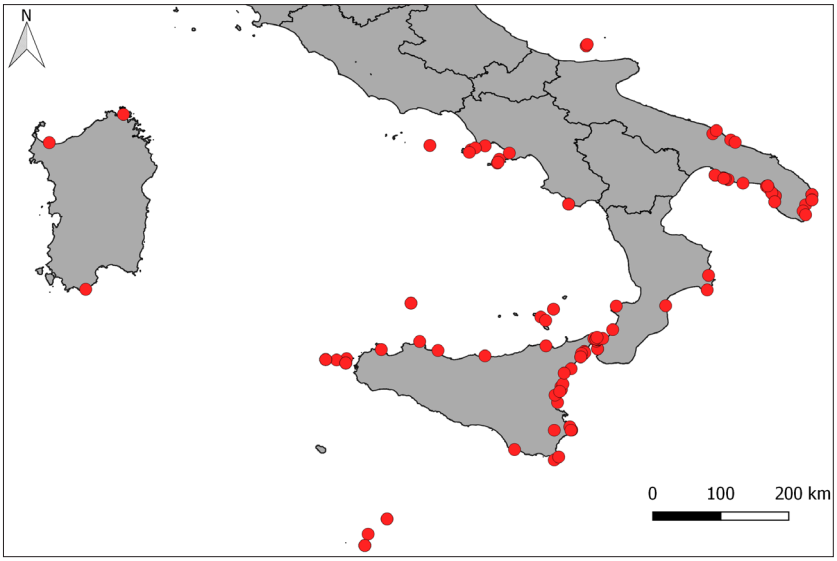


Fig. 1 - Distribuzione geografica di *H. carunculata* lungo le coste italiane.
Occurrence of H. carunculata *along the Italian coasts.*

Conclusioni - Tra i dati raccolti, le nuove segnalazioni relative a Sardegna e Golfo di Napoli supportano l'estesa diffusione di *H. carunculata*. Inoltre, le località in cui sono state segnalate popolazioni in aumento avvalorano l'ipotesi di potenziali incrementi demografici nelle zone già colonizzate ed espansioni dell'areale in seguito al riscaldamento delle acque (Righi *et al*., 2019). Un'attenta ricerca bibliografica, di materiale museale e letteratura grigia è in corso per ricostruire la distribuzione storica dei vermi di fuoco e confrontarla con le segnalazioni attuali. Le informazioni ottenute permetteranno di identificare le popolazioni in espansione e fare campionamenti mirati per analizzarne caratteristiche genetiche e potenziali impatti sulle biocenosi.

Bibliografia

CASTELLI A., BIANCHI C.N., CANTONE G., ÇINAR M.E., GAMBI M.C., GIANGRANDE A., IRACI SARERI D., LANERA P., LICCIANO M., MUSCO L., SANFILIPPO R., SIMONINI R. (2008) - Annelida Polychaeta. In: Relini G. (ed), Checklist della flora e della fauna dei mari italiani. Parte I. *Biol. Mar. Mediterr.*, **15** (Suppl. 1): 323-373.

RIGHI S., MALETTI I., MALTAGLIATI F., CASTELLI A., BARBIERI M., FAI S., PREVEDELLI D., SIMONINI R. (2019) - Morphometric and molecular characterization of an expanding Ionian population of the fireworm *Hermodice carunculata* (Annelida). *J. Mar. Biol. Assoc. UK.,* **99** (7): 1569-1577.

SIMONINI R., MALETTI I., RIGHI S., FAI S., PREVEDELLI D. (2018) - Laboratory observations on predator-prey interactions between the bearded fireworm (*Hermodice carunculata*) and Mediterranean benthic invertebrates. *Mar. Freshw. Behav. Phy.*, **51** (3): 145-158.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 285-286

A. Sala, D. Prevedelli, R. Simonini, S. Righi

Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Modena e Reggio Emilia,
Via Campi, 213/D - 41125 Modena, Italia.
216300@studenti.unimore.it

TOLLERANZE TERMICHE DI UNA POPOLAZIONE MEDITERRANEA DEL VERME DI FUOCO *HERMODICE CARUNCULATA* (ANNELIDA)

THERMAL TOLERANCES OF A MEDITERRANEAN POPULATION OF THE FIREWORM HERMODICE CARUNCULATA *(ANNELIDA)*

Abstract *- The phenotypic plasticity of thermal tolerances has been investigated in an Ionian population of the fireworm* Hermodice carunculata. *Sub-lethal endpoints were analyzed to estimate the upper and lower thermal limits in individuals maintained at 25 °C or exposed to lower (19 °C) or higher (31 °C) temperature for a 1 wk-long acclimation period. The results evidenced that fireworms could withstand the ongoing seawater warming.*

Key-words: *acclimatization, thermal tolerance, temperature effect, Mediterranean Sea, global warming.*

Introduzione - *Hermodice carunculata* (Pallas, 1776), comunemente conosciuto come "vermocane" o "verme di fuoco", è un grande polichete predatore-spazzino diffuso lungo le coste dell'Atlantico subtropicale e dei settori orientali e centro-meridionali del Mediterraneo. Il riscaldamento delle acque dovuto ai cambiamenti climatici potrebbe favorirne sia l'incremento demografico nelle zone in cui è già presente, sia l'espansione dell'areale (Schulze *et al*., 2017; Simonini *et al*., 2017). Informazioni preliminari suggeriscono che in Italia il verme di fuoco stia effettivamente colonizzando zone ai margini dell'areale pregresso verso latitudini più elevate. Tuttavia, non sono ancora disponibili informazioni sulla nicchia termica di questa specie e sulle sue capacità di tollerare variazioni della temperatura. In questo lavoro sono stati stimati i limiti di tolleranza termica in individui originari di Porto Cesareo (LE). Ci si attendeva che i vermi di fuoco mostrassero una notevole capacità di tollerare variazioni termiche, specialmente per quanto riguarda le temperature elevate.

Materiali e metodi - Le attività di laboratorio hanno previsto il mantenimento di esemplari di *H. carunculata* in condizioni termiche di controllo (25 °C), l'identificazione degli *endpoint* comportamentali in risposta alle variazioni di temperatura, l'acclimatazione di gruppi di individui a temperature più basse ("acclimatati al freddo", AF, 19 °C) o più alte ("acclimatati al caldo", AC, 31 °C) di quella di controllo per una settimana, e infine l'analisi dei limiti termici superiori e inferiori. Per svolgere queste ultime analisi gli animali sono stati immersi in un bagno termostatico a temperatura programmabile WWR AP07R-40, in cui l'acqua era riscaldata o raffreddata progressivamente fino al raggiungimento di determinati *endpoint* di stress con severità crescente (Massamba-N'Siala *et al*., 2012). Gli *endpoint* per identificare i limiti termici inferiori erano tre (in sequenza: perdita capacità di risposta a stimoli luminosi, perdita capacità di risposta a stimoli meccanici e coma da freddo), quelli per stimare i limiti termici superiori quattro (in sequenza: inizio di movimenti scoordinati; inizio di spasmi; perdita capacità di risposta a stimoli luminosi e perdita capacità di risposta a stimoli meccanici). Sui 70 individui testati inizialmente, analisi allometriche preliminari hanno permesso di selezionare 9 animali per trattamento con taglia omogenea da considerare come dataset definitivo.

Le differenze in ogni *endpoint* tra i tre regimi termici sono state testate tramite ANOVA e test SNK se opportuno.

Risultati - L'acclimatazione a temperature basse o alte non aveva effetti significativi sulla tolleranza al freddo. Il primo *endpoint* (mancata risposta a stimoli luminosi) è stato osservato tra 8,3±1,6 °C (media±dev.st) e 6,8±1,6 °C nei gruppi AC e AF, rispettivamente ($F=2,17$, $P>0,13$). Abbassando la temperatura di circa 1 °C gli animali mantenevano la capacità di reagire a stimoli meccanici. Quest'ultimo *endpoint* è stato registrato mediamente tra 6 e 7 °C nei tre gruppi sperimentali ($F=1,98$, $P>0,15$). Per osservare il coma è stato necessario raffreddare l'acqua a 1-2 °C. A questa temperatura, indipendentemente dal gruppo sperimentale, gli animali erano immobili e non rispondevano più agli stimoli meccanici ($F=0,34$, $P>0,71$). Al contrario l'acclimatazione aveva un effetto significativo su tutti gli *endpoint* di tolleranza al caldo. Gli animali mantenuti a 25 °C cominciavano a mostrare movimenti scoordinati a 33,0±1,5 °C, mentre gli spasmi si manifestavano a 35,7±1,1 °C. Nei gruppi AC e AF questi *endpoint* sono stati osservati a temperature più alte (movimento non coordinato: 35,7±1,1 °C; spasmi 37,4±1,0 °C) o più basse (movimento non coordinato: 29,7±1,7; spasmi 32,3±0,6 °C), rispettivamente (ANOVA movimento non coordinato: $F=37,6$, $P<0,001$; confronti SNK: AF 25 °C AC; ANOVA spasmi: $F=72,0$, $P<0,001$; confronti SNK: AF 25 °C AC). A temperature più elevate gli animali tendevano all'immobilità. Nel gruppo AC aumentava la temperatura fino a cui si osservava la risposta agli stimoli luminosi (41,2±0,3 °C) rispetto a quello mantenuto a 25 °C (40,4±0,9 °C) e a AF (38,4±1,0 °C) (ANOVA $F=28,1$, $P<0,001$; confronti SNK: AF 25 °C AC). Anche l'*endpoint* relativo alla risposta agli stimoli meccanici era influenzato dall'acclimatazione (test di KW: $H=16,2$, $p<0,001$), ma in questo caso sono state osservate differenze significative solo negli individui AF (40,6±0,5 °C). Le temperature misurate per gli altri due gruppi erano simili (AC: 41,8±0,2 °C; 25 °C: 42,3±1 °C).

Conclusioni - I risultati hanno confermato che *H. carunculata* è in grado di tollerare ampie variazioni di temperatura per brevi periodi. La mancata plasticità nella tolleranza al freddo è coerente con l'assenza dei vermi di fuoco nei sottobacini più settentrionali del Mediterraneo, in cui le temperature delle acque superficiali si abbassano fortemente d'inverno. Al contrario, la tolleranza al caldo è influenzata dall'acclimatazione, soprattutto per gli *endpoint* più precoci. *H. carunculata* può potenzialmente tollerare l'aumento delle temperature e diffondersi ulteriormente in Mediterraneo, con potenziali ripercussioni sugli ecosistemi marini costieri (Schulze *et al*., 2017; Simonini *et al*., 2017).

Bibliografia

MASSAMBA-N'SIALA G., CALOSI P., BILTON D.T., PREVEDELLI D., SIMONINI R. (2012) - Life-history and thermal tolerance traits display different thermal plasticities and relationships with temperature in the marine polychaete *Ophryotrocha labronica* La Greca and Bacci (Dorvilleidae). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **438**: 109-117.

SCHULZE A., GRIMES C.J., RUDEK T.E. (2017) - Tough, armed and omnivorous: *Hermodice carunculata* (Annelida: Amphinomidae) is prepared for ecological challenges. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **97** (5): 1075-1080.

SIMONINI R., RIGHI S., MALETTI I., FAI S., PREVEDELLI D. (2017) - Bearded *versus* thorny: the fireworm *Hermodice carunculata* preys on the sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Ecology*, **98** (10): 2730-2732.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 287-288

B. Savinelli[1], N.M. Galasso[2], G. D'Anna[2], G. Di Stefano[2], C. Pipitone[2], F. Prada[3], T. Vega Fernández[1], A. Zenone[2], F. Badalamenti[1,2], L. Musco[1]

[1]Dipartimento di Ecologia Marina Integrata, Stazione Zoologica Anton Dohrn, Villa Comunale, 1 - 80121 Napoli, Italy.
beatrice.savinelli@gmail.com
[2]IAS, CNR, Castellammare del Golfo (TP), Italy.
[3]Dip. BiGeA, Università di Bologna, Italy.

WASTING TIME HANDLING WASTE: MICROPLASTICS IMPAIR THE FEEDING PERFORMANCE OF A MEDITERRANEAN CORAL

SPRECARE TEMPO CON I RIFIUTI: LE MICROPLASTICHE RIDUCONO LA PERFORMANCE ALIMENTARE DI UN CORALLO MEDITERRANEO

Abstract - *The Mediterranean Sea is highly affected by microplastics. This kind of pollutants is ubiquitous, and interacts with the marine biota at different levels: ingestion of microplastics was observed in an impressive number of marine species. The aim of this work is to verify if microplastics can produce a feeding impairment in* Astroides calycularis*, a shallow water coral species endemic to the Mediterranean Sea. Our findings suggest that microplastics can impair the feeding efficiency of* A. calycularis*, and therefore are likely to reduce its fitness.*

Key-words: *microplastic, foraging, handling, cnidarian, Mediterranean Sea.*

Introduction - The discard of plastics in the environment made this material one the most critical and ubiquitous sources of pollution for the oceans. In marine ecosystems plastic can be found as relatively large items, or as small fragments referred to as microplastics (diameter <5 mm). The Mediterranean Sea is largely affected by this kind of contaminants (Eriksen *et al*., 2014). The aim of this study was to investigate the effect of microplastics on the feeding behavior of *Astroides calycularis* (Pallas, 1766), a shallow water coral endemic to the Mediterranean. This species is a non-selective suspension feeder and is thought to prey on mesoplankton, and sometimes on megaplankton too, by mean of cooperative behaviour (Musco *et al*., 2016, 2018). Being a non-selective feeder, we have tested if its polyps were able to discriminate between food items and microplastic debris. We hypothesize that plastics ingestion would lead *A. calycularis* polyps to spend time and energy that might reduce the coral feeding performance and, ultimately, its fitness.

Materials and methods - Since detached colonies are often found especially in touristic areas (Musco *et al*., 2017), *A. calycularis* colonies lying on the sea bottom were collected along the Lo Zingaro coast (NW Sicily) between April and June 2016. In the laboratory, the colonies were glued to marble tiles using epoxy putty and left to acclimatize for 72 hours under starvation. During the experiment, the coral colonies were allocated in four experimental groups differing in the provided items: food (F, 20 dehydrated shrimps), microplastics (MP, 20 units), food in presence of microplastics [F(MP), 20+20 units], and microplastics in presence of food [MP(F), 20+20 units]. Units were released simultaneously, in F(MP) shrimp's ingestions were quantified, in MP(F) microplastic ones in order to get independent measurements. Eight trials were run in each group, involving a new, different colony at each trial. The experiment was video recorded. Three variables were quantified through *a posteriori* video analysis: (1) "Contact" - the number of times each item entered in contact with a polyp of the colony during 30 minutes trials; and "Ingestion" rate - the number of times each item was ingested by a polyp of the colony during 30 minutes trials. Moreover, "Handling" - the time between catch and expulsion of microplastics

was recorded in nine polyps, randomly chosen among those that caught microplastic particles at the beginning of the trial, for a maximum of 90 minutes. Colony surface areas were also measured.

Results - No differences in colony size as well as in contacts were found among treatment levels. The highest rate of ingestion was observed in the F experimental group [75.72±4.04 units (mean±1 SE)], and the lowest in MP (31.92±6.55). There was not significant difference between the ingestion rates in F(MP) (54.48±4.64) and MP(F) (58.36±5.18). Significant difference ($p<0.05$) was found between the ingestion rates of F and F(MP). The presence of microplastics decreased the food ingestion rate by 21.24% (specifically from 75.72% to 54.48%). Inversely, the presence of food items significantly increased ($p<0.05$) the microplastics ingestion rate by 26.44% (from 31.92% to 58.36%). Expulsion time of microplastics lasted on average 86.12±4.73 [minutes (mean±1 SE)]. The observation time ended with the conclusion of the trial time (90 min for this variable), not with the actual microplastics expulsion. In some cases, microplastics expulsion lasted longer. This implied an underestimation of the actual time wasted for catching, swallowing and regurgitating microplastics.

Conclusions - This study clearly reveals how *A. calycularis* catches and ingests microplastic particles, suggesting the lack of any avoidance mechanism allowing the polyps to discern between food items and non-edible microplastics. Moreover, it highlights that polyps spend a considerable amount of time to release microplastic particles once ingested. As a consequence, microplastics cause feeding impairment in *A. calycularis* since polyps are distracted for a relatively long time and may be not fully able to profit of the drifting plankton patches. Therefore, we can assume that microplastics cause a reduction of the fitness in *A. calycularis*, and presumably also in other coral species characterized by non-selective feeding strategy. Similar conclusions were reached for other coral species in different areas of the word (*e.g.* Chapron *et al*., 2018). This suggests that microplastics pollution at sea is likely to threat corals and other non-selective suspension feeders.

References

CHAPRON L., PERU E., ENGLER A., GHIGLIONE J.F., MEISTERTZHEIM A.L., PRUSKI A.M., PURSER A., VÉTION G., GALAND P.E., LARTAUD F. (2018) - Macro- and microplastics affect cold-water corals growth, feeding and behaviour. *Sci. Rep.*, **8** (1): 15299.

ERIKSEN M., LEBRETON L.C.M., CARSON H.S., THIEL M., MOORE C.J., BORERRO J.C., GALGANI F., RYAN P.G., REISSER J. (2014) - Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE*, **9** (12): e111913.

MUSCO L., PIPITONE C., AGNETTA D., ALAGNA A., D'ANNA G., DI STEFANO G., GIACALONE V.M., GRISTINA M., PRADA F., VEGA FERNÁNDEZ T., BADALAMENTI F. (2016) - Distribution of the orange stony coral *Astroides calycularis* along the Italian coasts. *Biol. Mar. Mediterr.*, **23** (1): 204-206.

MUSCO L., PRADA F., D'ANNA G., GALASSO N.M., PIPITONE C., VEGA FERNÁNDEZ T., BADALAMENTI F. (2017) - Turning casualty into opportunity: fragmenting dislodged colonies is effective for restoring reefs of a Mediterranean endemic coral. *Ecol. Eng.*, **98**: 206-212.

MUSCO L., VEGA FERNÁNDEZ T., CAROSELLI E., ROBERTS J.M., BADALAMENTI F. (2018) - Protocooperation among small polyps allows the coral *Astroides calycularis* to prey on large jellyfish. *Ecology*, **99** (10): 2400-2401.

Poster dei Comitati e della Sessione Vari

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 290-291

N. Barile, R. D'Adamo[1,2], R. Nardella, E. Nerone, S. Recchi, M. Scopa, F. Silvestri[2,3], A. Fabbrocini[1,2]

Centro Ricerche per gli Ecosistemi Marini e la Pesca CREMP-IZSAM, V. Marinai d'Italia - 86039 Termoli (CB), Italy.
[1]CNR-ISMAR, sez. Napoli, Italy.
[2]CNR-IRBIM, sez. Lesina (FG), Italy.
adele.fabbrocini@cnr.it
[3]FIPERJ-CNPq, Rio de Janeiro, Brasil.

COMPUTER-ASSESSED MOTILITY PARAMETERS OF SPERM FROM *OSTREA EDULIS* (L., 1758) REARED IN CONFINED CONDITIONS

ANALISI COMPUTERIZZATA DELLA MOTILITÁ SPERMATICA IN ESEMPLARI DI OSTREA EDULIS *(L., 1758) ALLEVATI IN CONDIZIONI CONTROLLATE*

Abstract *- Sperm motility parameters from* Ostrea edulis *reared in controlled condition were assessed by computerized analysis. Spermatozeugmata dissociation and sperm velocity showed values comparable to those recorded in field collected mature specimens. Sperm motility can be considered a promising tool for the gonad evaluation, proving as the tested rearing conditions supported the gamete maturation.*

Key-words: *sperm motility, European flat oyster,* Ostrea edulis*, Recirculating Aquaculture System.*

Introduction - The aquaculture production of the flat oyster *Ostrea edulis* (L., 1758; Bivalvia, Ostreidae) suffered a severe decline in the last decades due to parasites infections (González-Araya *et al.*, 2013). The enhancement of flat oyster farming actually relies on the selection of disease resistant strains; therefore there is the need to develop technologies for the improvement of the controlled reproduction of this species (Suquet *et al.*, 2010). These tools need to be tailored on the peculiarities of the reproductive biology of *O. edulis,* that is a proterandric and larviparous species; moreover, it spawns spermatozeugmata, spherical structures in which sperm heads are clustered in a central core with tails extending outside; after dilution in seawater spermatozeugmata dissociate and free swimming spermatozoa are released. Sperm motility characterization is a key issue for the set up of controlled reproduction protocols (Suquet *et al.*, 2018). This paper describes the preliminary analysis of the sperm motility parameters by a computerized system, to define an assessment tool for the evaluation, by means of the sperm motility pattern, of the flat oysters *O. edulis* gonad quality during their conditioning in a recirculating rearing systems (RAS).

Materials and methods - Adult flat oysters collected along the central Adriatic coast (Molise region) were reared in a RAS (19 °C, 36‰) and fed on a mix of *Isochrysis galbana* and *Pavlova lutheri* at a rate of 1.4×10^{10}/cell/oyster/day (Jonsson *et al.*, 1999). Sperm samples were dry collected directly from the gonad of ripe oysters using a 200 µl automatic pipette and diluted at a rate of 1:50 in filtered seawater 36‰ containing 0.05% BSA as anti-sticking agent. The time (min) needed for the complete dissociation of the spermatozeugmata was measured by direct observation of diluted semen samples under microscope. Sperm tracks just after the dissociation were analyzed by the Sperm Class Analyzer® (Fabbrocini *et al.*, 2016), and the following parameters were assessed: curvilinear (VCL), straight-line (VSL) and angular path (VAP) velocities (µm/sec); amplitude of lateral head displacement (ALH, µm); beat-cross frequency (BCF, Hz).

Results - All the observed spermatozeugmata were active after dilution, showing a continuous release of free swimming spermatozoa (Fig. 1), in contrast with what observed from pre-mature gonads (data not reported here), where a weaker flagellar

beating was observed and no or few sperm dissociated from the clusters. The duration of spermatozeugmata activation ranged around 20 min. Just after their release, the recorded spermatozoa motility parameters were: VCL: 113.9±31.4 µm/sec; VSL: 63.3±25.3 µm/sec; VAP: 75.7±23.6 µm/sec; ALH: 2.2±0.6 µm; BCF: 20.3±8.9 Hz.

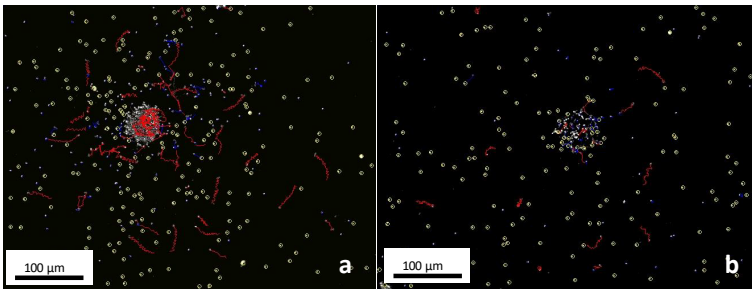


Fig. 1 - Spermatozeugma observed in negative contrast phase microscopy (obj 10×) 6 min (a) and 15 min (b) after dilution in seawater. Tracks of the sperm dissociating from the cluster are in red. *Spermatozeugma al microscopio in contrasto di fase negativo (10×) dopo 6 min (a) e 15 min (b) dalla diluizione in acqua di mare. In rosso le tracce degli spermatozoi in dissociazione.*

Conclusions - Sperm motility parameters assessed by computerized analysis give information on motility characteristics that closely depend on the physiological and metabolic integrity of the spermatozoa and were found to change as a function of the gonad conditions in aquatic species (Fabbrocini *et al.*, 2016). Sperm velocity levels are related to the energy metabolism of the sperm cell, while parameters such as ALH and BCF specifically describe how motile cells progress along their tracks (Gallego *et al.*, 2014); in our knowledge ALH and BCF were here recorded for the first time in this species. Regarding spermatozeugmata dissociation time and sperm velocity values, they were similar to those recorded in field collected ripe *O. edulis* (Suquet *et al.*, 2018). As gamete quality mainly depends on broodstock rearing conditions (González-Araya *et al.*, 2013), we can hypothesize that the here tested rearing conditions support the production of good quality gametes. Considering that sperm samples can be collected from oysters without sacrifice them (Suquet *et al.*, 2010), we can conclude as the computer-assessed sperm motility pattern can be considered a promising tool for the gametogenesis progression evaluation also in the flat oyster *O. edulis*.

References

FABBROCINI A., MAURIZIO D., D'ADAMO R. (2016) - Sperm motility patterns as a tool for evaluating differences in sperm quality across gonad development stages in the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lmk, 1816). *Aquaculture*, **452**: 115-119.

GALLEGO V., PÉREZ L., ASTURIANO J.F., YOSHIDA M. (2014) - Sperm motility parameters and spermatozoa morphometric characterization in marine species: a study of swimmer and sessile species. *Theriogenology*, **82** (5): 668-676.

GONZÁLEZ-ARAYA R., QUILLIEN V., ROBERT R. (2013) - The effects of eight single microalgal diets on sex-ratio and gonad development throughout European flat oyster (*Ostrea edulis* L.) conditioning. *Aquaculture*, **400-401**: 1-5.

JONSSON P.R., BERNTSSON K.M., ANDRÉ C., WÄNGBERG S.-Å. (1999) - Larval growth and settlement of the European oyster (*Ostrea edulis*) as a function of food quality measured as fatty acid composition. *Mar. Biol.*, **134** (3): 559-570.

SUQUET M., GONZALES ARAYA R., LEBRUN L., QUEAU I., MINGANT C., ROBERT R. (2010) - Anaesthesia and gonad sampling in the European flat oyster (*Ostrea edulis*). *Aquaculture*, **308** (3-4): 196-198.

SUQUET M., POUVREAU S., QUEAU I., BOULAIS M., LE GRAND J. ET AL. (2018) - Biological characteristics of sperm in European flat oyster (*Ostrea edulis*). *Aquat. Living Resour.*, **31**: 20.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 292-293

R. D'Adamo[1,2], S. Pelosi[3], A. Santucci[2], F. Silvestri[2,4], A. Fabbrocini[1,2]

[1]CNR-ISMAR, Calata Porta di Massa - 80133 Napoli, Italy.
[2]CNR-IRBIM, sez. Lesina (FG), Italy.
adele.fabbrocini@cnr.it
[3]CNR-ISPA, Bari, Italy.
[4]FIPERJ-CNPq, Rio de Janeiro, Brasil.

EFFECTS OF SALINITY ON SPERM MOTILITY PATTERN IN THE SEA URCHIN *SPHAERECHINUS GRANULARIS*

EFFETTO DELLA SALINITÁ SULLA MOTILITÁ SPERMATICA DEL RICCIO DI MARE SPHAERECHINUS GRANULARIS

Abstract - *The motility parameters of the sea urchin* Sphaerechinus granularis *(Lamarck, 1816, Echinodermata, Echinoidea) spermatozoa were evaluated by computer assisted analysis in order to identify the dilution conditions that induce the best motility activation in dry collected semen samples to be used in reproductive technologies aimed at the rearing of this species in controlled conditions.*

Key-words: *sperm motility, motility duration, salinity, sea urchin,* Sphaerechinus granularis.

Introduction - The sea urchin *Sphaerechinus granularis* (Lmk, 1816) is widely diffused in the Mediterranean area and along the Atlantic coast from the English Channel to the Guinea Gulf. *S. granularis* embryos and larvae are commonly used in ecotoxicology studies as they alternate their reproductive cycle with the other Mediterranean species *Paracentrotus lividus* (Gravina *et al.*, 2018). The rearing of species to be used in research activities is an aquaculture branch still scarcely developed. Aim of this study was the characterization of the sperm motility of *S. granularis* in relation to the salinity of the dilution medium, in order to identify the best motility activation conditions, for their use during the application of reproductive technologies aimed at the rearing of this species in controlled conditions.

Materials and methods - Semen samples were dry-collected after KCl injection in adult *S. granularis* specimens from the Gulf of Salerno (Italy). Semen aliquots were diluted at a rate of 1:1000 in filtered seawater at three different salinities (SW 34‰, 36‰ and 39‰) at 18 °C. Sperm motility was evaluated on activation and at 15, 30 and 60 min after dilution, by the Sperm Class Analyzer® as described in details in Fabbrocini and D'Adamo (2017). Total motile spermatozoa (TM, %), curvilinear velocity (VCL, µm/sec), linearity (LIN, %), amplitude of lateral head displacement (ALH, µm), beat cross frequency (BCF, Hz), dance (DNC, VCL×ALH, μm^2/sec) were assessed. Statistical evaluations were performed by repeated measures ANOVA; the first significant decrease of each of the analyzed parameters at each tested salinity was calculated by one-way ANOVA and Dunnett *post-hoc* test ($n=6$; $P<0.01$).

Results - Repeated measures ANOVA showed a significant effect of salinity on the temporal trend of the analyzed parameters, with the lowest values always recorded in samples diluted in SW 39‰ while, except for DNC, no substantial differences were observed between samples activated in SW 34‰ *vs* 36‰ (Fig. 1A-F). Dunnett test showed as in the SW 34‰-diluted samples no significant decrease in the analyzed parameters was recorded in respect of the t0 values up to 60 min after activation. In the SW 36‰-diluted ones only the percentage of motile spermatozoa was constant up to 60 min; conversely, the other evaluated parameters showed a significant decrease after 10 min and remained constant

in the following times. Finally, in samples activated in SW 39‰ all the motility parameters significantly decreased starting from 10 min after activation, and after 60 min no motile spermatozoa were observed.

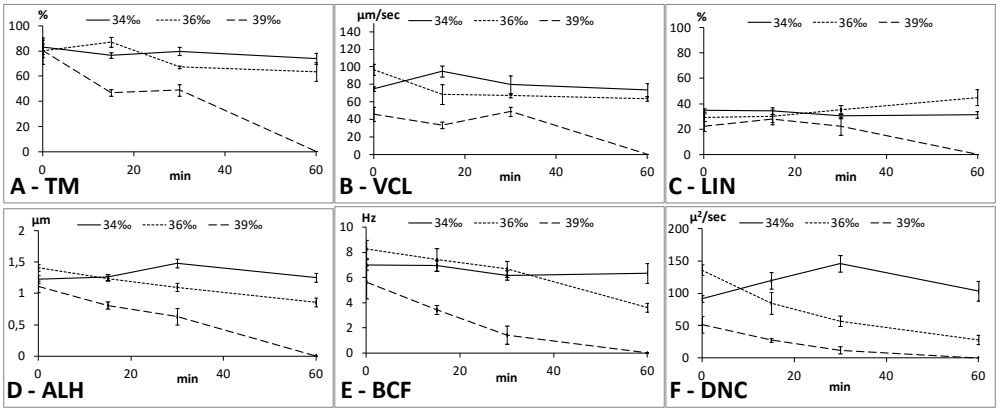


Fig. 1 - Sperm motility parameters on activation and after 15, 30 and 60 min at 18 °C.
Parametri di motilità spermatica all'attivazione e dopo 15, 30 e 60 min a 18 °C.

Conclusions - The evaluation of the sperm motility parameters by computer assisted analysis gives rapid information of the structural integrity of spermatozoa and on the functionality of the metabolic pathways involved in the flagellar beating. For this reason it can be considered a good indicator of the physiological conditions of the sperm cells and of their fertilization ability (Gallego *et al.*, 2014). Change in salinity, *i.e.* in the osmotic pressure of the dilution medium, causes alterations in the sperm cell ionic fluxes, which in turn modulate the flagellar beating and thus the sperm motility (Wood *et al.*, 2007; Tiersch and Yang, 2012). The best motility activation conditions for *S. granularis* spermatozoa, considering both the levels of the analyzed parameters and their stability in the times after activation, were obtained after dilution 1:1000 at a salinity of 34‰ (1000 mOsm). These activation conditions let the motility parameters remain constant up to 60 min after dilution, enough to guarantee the use of the semen in reproductive technologies such as artificial fertilization or cryopreservation (Fabbrocini and D'Adamo, 2017).

References

FABBROCINI A., D'ADAMO R. (2017) - Motility of sea urchin *Paracentrotus lividus* spermatozoa in the post-activation phase. *Aquac. Res.*, **48** (11): 5526-5532.

GALLEGO V., PÉREZ L., ASTURIANO J.F., YOSHIDA M. (2014) - Sperm motility parameters and spermatozoa morphometric characterization in marine species: a study of swimmer and sessile species. *Theriogenology*, **82** (5): 668-676.

GRAVINA M., PAGANO G., ORAL R., GUIDA M., TOSCANESI M., SICILIANO A., DI NUNZIO A., BURIĆ P., LYONS D.M., THOMAS P.J., TRIFUOGGI M. (2018) - Heavy rare earth elements affect *Sphaerechinus granularis* sea urchin early life stages by multiple toxicity endpoints. *B. Environ. Contam. Tox.*, **100** (5): 641-646.

TIERSCH T.R., YANG H. (2012) - Environmental salinity-induced shifts in sperm motility activation in *Fundulus grandis*. *Aquaculture*, **324-325**: 145-150.

WOOD C.D., NISHIGAKI T., TATSU Y., YUMOTO N., BABA S.A., WHITAKER M., DARSZON A. (2007) - Altering the speract-induced ion permeability changes that generate flagellar Ca^{2+} spikes regulates their kinetics and sea urchin sperm motility. *Dev. Biol.*, **306** (2): 525-537.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 294-295

M. Mistri, C. Munari

Dipartimento di Scienze Chimiche e Farmaceutiche, Università di Ferrara,
Via Fossato di Mortara, 17 - 44121 Ferrara, Italia.
msm@unife.it

EFFETTI DI UNO "*STORM-SURGE*" SULLA MITILICOLTURA *OFF-SHORE* DEL DELTA DEL PO

EFFECTS OF A STORM-SURGE ON MUSSEL OFF-SHORE FARMING IN THE PO DELTA

Abstract *- In this note, the effects of a storm-surge on the Po Delta off-shore mussel farming are assessed. Three stormy days have caused damage to production and installations for 1.3 million euros. Due to climate change, these events will be increasingly frequent, with great concern for the Adriatic offshore mollusc farming.*

Key-words: *mussel farming, storm-surge,* Mytilus galloprovincialis, *northern Adriatic Sea.*

Introduzione - L'Alto Adriatico, ed in particolare l'area prospiciente il Delta del Po, ospita una fiorente attività di mitilicoltura *off-shore* (ca. 26.000 t nel 2013). Gli impianti "long-lines" sono costituiti da strutture galleggianti formate da boe biconiche disposte ad intervalli regolari che mantengono sospese, a circa 3 m di profondità, grosse funi orizzontali, dette travi, ancorate al fondo da corpi morti in cemento (plinti). Ad ogni trave sono legate, a distanza regolare l'una dall'altra (ca. 80 cm), le "calze" o "reste" (strutture tubolari in rete di materiale plastico) contenenti i mitili. L'approvvigionamento del seme si basa quasi esclusivamente sul reperimento del selvatico, raccolto direttamente presso l'impianto mediante collettori per la captazione delle larve. Il seme viene quindi immesso all'interno delle calze, formando reste di lunghezza variabile da 2 a 5 m. Le buone pratiche prevedono di evitare l'eccessivo appesantimento delle reste, che può portare al loro distacco e di conseguenza alla perdita del prodotto. Per ridurre il rischio di distacco, le reste vengono caricate in un intervallo ponderale compreso tra i 40 e i 60 kg di prodotto. Nel Delta del Po, il ciclo produttivo del mitilo varia dagli 8 ai 12 mesi, essendo dipendente dall'idrologia e trofismo delle aree di allevamento (Mistri, 2011). Una eccezionale ondata di maltempo, caratterizzata da venti da N/NE con raffiche superiori a 30 m/s, si è abbattuta su tutto il Delta del Po nel novembre 2017. Le bufere di vento (*storm-surge*) del 13-15 novembre hanno innescato un violento moto ondoso, generando su questa inusuali mareggiate con allagamenti delle zone più depresse della costa veneta ed emiliana. In questa nota vengono valutati gli effetti degli *storm-surge* del novembre 2017 sulla mitilicoltura *off-shore* del Delta del Po, sia in termini di prodotto (*Mytilus galloprovincialis*) che di danni strutturali.

Materiali e metodi - Il monitoraggio è stato effettuato nel dicembre 2017, coinvolgendo ben 8 soggetti (Società e Consorzi), rappresentativi della quasi totalità dei mitilicoltori *off-shore* operanti nel Delta del Po rodigino. Il censimento è stato effettuato in 2 fasi. La prima fase è consistita nella compilazione, da parte di tutti i soggetti coinvolti, di apposite schede relative a: i) caratteristiche dell'impianto (coordinate, dimensione, carico), ii) perdita di prodotto stimata dal produttore (tipologia, percentuale di carico, numero di reste in quali travi su planimetria dell'impianto), iii) perdita di strutture stimata dal produttore (boe perimetrali, boe di sostegno, travi, corpi morti). Nella seconda fase, sono state scelte casualmente porzioni di ciascun impianto e, accompagnati dai soggetti conduttori di quell'impianto,

abbiamo valutato in loco l'ammontare dei danni (calze sgranate o perdute, travi attorcigliati, boe mancanti), verificando quindi l'esattezza delle stime fornite.

Risultati - Complessivamente sono stati monitorati 8 impianti *off-shore*, 3 dei quali allocati nella parte settentrionale della cuspide deltizia, e 5 in quella meridionale (Fig. 1), per una superficie acquea totale pari a quasi 1.400 ha (900 ha a nord, 500 ha a sud). Tutti gli impianti sono ad una distanza dalla costa compresa tra 1,5 e 2,5 miglia. Dal punto di vista produttivo, a fronte di oltre 50.000 calze staccate o sgranate (Fig. 1), la quantità di prodotto perso è stata stimata in circa 2.060 t di mitili. Considerando un prezzo medio al produttore pari a 0,60 €/kg, sono stati persi mitili alla produzione per un valore di oltre 1.200.000 €. Dal punto di vista strutturale sono andate perdute oltre 2.000 boe biconiche (39 €/cad), una boa radarabile con fanale (8.000 €), e 4 plinti da 125 q (1.000 €/cad), per una cifra complessiva pari a circa 100.000 €.

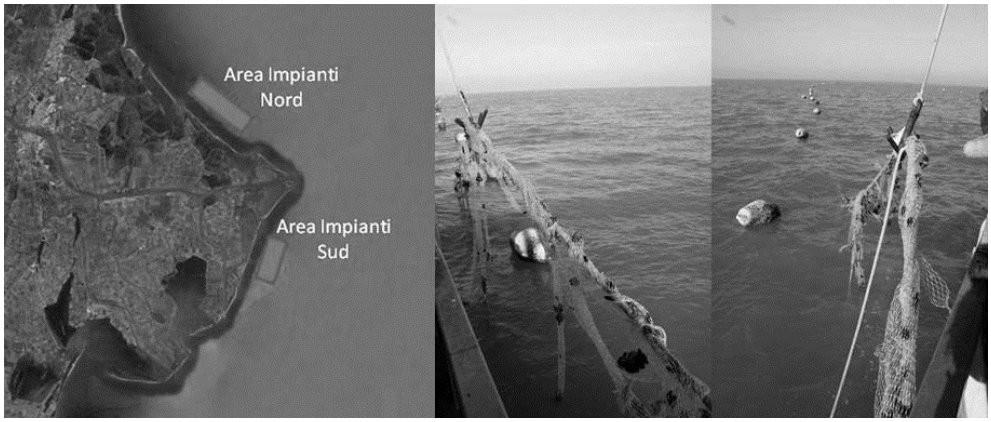


Fig. 1 - Ubicazione degli impianti *off-shore* (sinistra) e calze sgranate ed attorcigliate ai travi (destra).
Location of off-shore systems (left) and grainy socks twisted to beams (right).

Conclusioni - I fenomeni climatici istantanei e di breve durata (uragani, trombe d'aria, ecc.) sono divenuti, negli ultimi anni, sempre più frequenti e sempre più intensi. L'ammontare dei danni, considerando solo quelli economicamente valutabili, alla mitilicoltura polesana verificatisi nell'evento del novembre 2017 è stato stimato in 1,3 milioni di euro. I danni ambientali non sono al momento stimabili. Eventi simili, nella stessa zona, si sono verificati anche nel febbraio 2015 e nell'ottobre 2018. L'aumentata frequenza di questi eccezionali fenomeni climatici pone seria preoccupazione per la sopravvivenza della mitilicoltura *off-shore* del Delta del Po.

Bibliografia

MISTRI M. (2011) - *Carta Ittica delle Zone C della Provincia di Rovigo*. Greentime Ed., Bologna: 280 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 296-297

L. Stabili[1,2], M.I. Acquaviva[1], G. Alabiso[1], E. Cecere[1], C. Gerardi[3], M. Narracci[1], A. Petrocelli[1], R.A. Cavallo[1]

[1]Istituto di Ricerca sulle Acque (IRSA), S.S. di Taranto, CNR, Via Roma, 3 - 74123 Taranto, Italia.
[2]DiSTeBA, Università del Salento, Via Prov.le Lecce-Monteroni - 73100 Lecce, Italia.
loredana.stabili@irsa.cnr.it
[3]Istituto per le Produzioni Alimentari (ISPA), CNR, S.S. di Lecce, Lecce, Italia.

IL PROGETTO REMEDIA-LIFE: LE MACROALGHE COME BIORIMEDIATORI E FONTE DI COMPOSTI BIOATTIVI

THE REMEDIA-LIFE PROJECT: MACROALGAE AS BIOREMEDIATORS AND SOURCES OF BIOACTIVE COMPOUNDS

Abstract - *In this work we report the presence of an antioxidant activity in the lipidic extract of some seaweeds collected in the northern Ionian Sea, Italy in order to select which species could be useful for a biotechnologically exploitation as a source of antioxidant bioactive compounds when cultivated in an Integrated Multi-Trophic Aquaculture (IMTA) system.*

Key-words: *macroalgae, antioxidant activity, Ionian Sea.*

Introduzione - Le macroalghe svolgono svariati ruoli nell'ecosistema marino incluso quello di fitorimediatori. Alcune specie, infatti, sono in grado di abbattere il carico di azoto e fosforo dovuto ad eutrofizzazione o prodotto dagli allevamenti ittici negli impianti di maricoltura. In questo contesto si inserisce il Progetto REMEDIA Life (*REmediation of Marine Enviroment and Development of Innovative Aquaculture: exploitation of edible/not edible biomass*, LIFE16 ENV/IT/000343) finanziato dalla Comunità Europea nel quale, per la prima volta in Europa, viene realizzato un sistema integrato di acquacoltura multi-trofica (IMTA) affiancando all'allevamento dei pesci un nuovo set di organismi biorimediatori, ovvero policheti, poriferi, mitili e macroalghe. Obiettivi del progetto sono: la dimostrazione che le tecnologie di biorimediazione sviluppate sono idonee ad un impianto di maricoltura in ambiente semi-confinato; una riduzione significativa dell'impatto ambientale; l'utilizzo biotecnologico e la commercializzazione a chilometro zero delle biomasse ottenute come sottoprodotto della biorimediazione. In particolare, la biomassa delle macroalghe può essere impiegata per l'estrazione di principi attivi ad azione antiossidante dato che esse sintetizzano una vasta e diversificata gamma di metaboliti secondari con proprietà antiossidanti, antibatteriche e antitumorali (Dhargalkar e Verlecar, 2009; Cornish e Garbary, 2010; Sonani *et al*., 2017). Nell'ottica di un loro impiego biotecnologico, si può prevedere di realizzare alimenti e cosmetici arricchiti di antiossidanti estratti dalle macroalghe. Il presente lavoro ha avuto pertanto lo scopo di verificare, come primo step, la presenza di un'attività antiossidante nell'estratto lipidico di alcune macroalghe raccolte in natura lungo le coste pugliesi per selezionare, successivamente, quali utilizzare e coltivare in acquacoltura nell'ambito del progetto REMEDIA Life.

Materiali e metodi - Le macroalghe provengono dai popolamenti del Mar Ionio e sono state raccolte nei periodi di massima crescita. Sono state considerate: *Chaetomorpha linum*, *Cladophora rupestris*, *Ulva prolifera* tra le Chlorophyta, *Gracilaria dura*, *Gracilaria gracilis*, *Gracilariopsis longissima*, *Hypnea cornuta* tra le Rhodophyta, *Cystoseira barbata* e *Undaria pinnatifida* tra le Ochrophyta. L'estratto algale, ottenuto mediante l'utilizzo di un estrattore soxhlet con una soluzione di cloroformio/metanolo 2:1 a 55 °C per 24 ore, è stato usato per valutare l'attività antiossidante con due differenti metodi: *Trolox Equivalent Antioxidant Capacity*

(TEAC) e *Oxygen Radical Absorbance Capacity* (ORAC). I due saggi si basano su due diversi meccanismi chimici di *scavenging* dei radicali liberi: rispettivamente il trasferimento di un elettrone e di un atomo di idrogeno.

Risultati - I risultati relativi all'attività antiossidante sono riportati in Tab. 1. Un'attività particolarmente elevata è stata riscontrata nell'estratto lipidico di *Cystoseira barbata*, *Gracilariopsis longissima* e *Ulva prolifera* sia come TEAC che come ORAC. L'attività antiossidante più ridotta è stata evidenziata in *Gracilaria dura* e *Hypnea cornuta*.

Tab. 1 - Attività antiossidante degli estratti lipidici algali misurata utilizzando i test chimici *in vitro* TEAC e ORAC (n=4). Tutti i valori rappresentano la media±la deviazione standard. *Antioxidant activity (medium value±standard deviation) of algal lipidic extracts measured* in vitro *by the tests TEAC and ORAC (n=4).*

Specie algale	TEAC (µmol Trolox Equivalenti/g estratto)	ORAC (µmol Trolox Equivalenti/g estratto)
Chaetomorpha linum	37,987±2,297	170,960±16,829
Cladophora rupestris	37,365±3,990	315,650±51,647
Ulva prolifera	196,199±17,127	680,715±77,350
Gracilaria dura	13,981±0,881	84,815±10,925
Gracilaria gracilis	16,296±1,091	160,345±21,248
Gracilariopsis longissima	112,257±4,724	525,610±19,672
Hypnea cornuta	18,428±1,078	79,755±2,029
Cystoseira barbata	225,19±10,981	1009,560±115,174
Undaria pinnatifida	41,190±2,898	165,395±12,749

Conclusioni - Le attività antiossidanti evidenziate sono molto interessanti e aprono una prospettiva per il potenziale sfruttamento biotecnologico delle alghe esaminate. Gli antiossidanti naturali, presenti in molte alghe, sono infatti importanti composti bioattivi che svolgono un ruolo importante contro varie malattie e processi di invecchiamento grazie alla protezione delle cellule dal danno ossidativo. Nel prossimo futuro si punterà pertanto a ottimizzare il prelievo delle sostanze bioattive dalle macroalghe esaminate, per pensare ad un loro possibile impiego in prodotti e integratori alimentari, cosmetici, fitosanitari e mangimi per acquacoltura. È auspicabile che con i risultati che otterremo contribuiremo a sviluppare ulteriormente in Europa nuove filiere produttive legate all'utilizzo e alla valorizzazione di queste risorse naturali in linea con i principi di sostenibilità ambientale, economica e sociale della bioeconomia.

Bibliografia

CORNISH M.L., GARBARY D.J. (2010) - Antioxidants from macroalgae: potential applications in human health and nutrition. *Algae*, **25** (4): 155-171.

DHARGALKAR V.K., VERLECAR X.N. (2009) - Southern Ocean seaweeds: a resource for exploration in food and drugs. *Aquaculture*, **287** (3-4): 229-242.

SONANI R.R., RASTOGI R.P., MADAMWAR D. (2017) - Natural antioxidants from algae: a therapeutic perspective. In: Rastogi R.P., Madamwar D., Pandey A. (eds), *Algal Green Chemistry. Recent Progress in Biotechnology*. Elsevier: 91-120.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 298-299

M. Battuello, R. Mussat Sartor, N. Nurra, D. Pessani

Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Università di Torino,
Via Accademia Albertina, 13 - 10123 Torino, Italia.
daniela.pessani@unito.it

I PAGURI DI TRE POSIDONIETI IN RELAZIONE A SITO, FASE E PROFONDITÀ DI CAMPIONAMENTO

HERMIT CRABS IN THREE POSIDONIA OCEANICA *MEADOWS ACCORDING TO SAMPLING SITE, DAY PHASE, AND DEPTH*

Abstract - *Eleven hermit crab species were collected in three* Posidonia oceanica *meadows off Elba Island northern coast; the samplings (and their replicates) were made by day and night, at –5, –15, and –30 m. The specimens number is very low in the protected bed probably due to the fish predatory activity. The night samplings, in which* Cestopagurus timidus *and* Calcinus tubularis *prevail, are the most abundant, especially at –5 m. The statistical analysis shows that the depth conditions the composition of the crab community.*

Key-words: *Elba Island, species distribution, biological reserve, day/night, Paguroidea.*

Introduzione - I paguri (Crostacei Decapodi) sono una rilevante frazione del popolamento vagile sullo strato fogliare di *Posidonia oceanica* (L.) Delile, soprattutto per la posizione nella rete trofica del posidonieto: si nutrono di micro-alghe e micro-invertebrati e sono preda di pesci (Zupo e Stübing, 2010). In questo studio vengono considerate tre praterie situate sul versante settentrionale dell'Isola d'Elba, soggette a differenti condizioni ambientali e differente impatto antropico (Gorrino *et al.*, 2016). Enfola nord (EN) ed Enfola sud (ES) sono situate sui versanti Nord e Sud dell'Istmo omonimo: la prima è interessata da scarso turismo, ma da attività di pesca locale, mentre la seconda è disturbata, da giugno a settembre, da imbarcazioni da diporto. Le Ghiaie (LG), compresa tra la spiaggia omonima e Lo Scoglietto, si trova nella sola area dell'Isola posta, dal 1971, sotto tutela biologica. Considerando che la presenza notturna dei paguri nel posidonieto è stata indagata solo preliminarmente (Pessani *et al*., 2012), la presente ricerca ha analizzato la comunità a paguri delle 3 praterie per verificare se e come siano rilevabili differenze quali-quantitative legate a: 1) sito (e quindi alla condizione di protezione od impatto), 2) fase, 3) profondità di campionamento.

Materiali e metodi - Il campionamento dei paguri, avvenuto nel mese di settembre, è stato condotto tramite le metodiche proposte da Russo *et al.* (1985), effettuando un retinaggio (e relativa replica) di giorno (D) e di notte (N), a –5, –15, –30 m in ognuna delle 3 praterie, per un totale di 18 retinaggi (più 18 repliche). Per l'analisi statistica delle comunità a paguri è stato utilizzato il pacchetto Primer-E (Clarke e Gorley, 2006).

Risultati - Tre specie sono presenti con un solo esemplare [*Pagurus cuanensis* Bell, 1845: EN, D, –30 m; *Pagurus excavatus* (Herbst, 1791) e *Pagurus prideaux* Leach, 1815: LG, N, –30 m] ed una con 2 (*Anapagurus longispina* A. Milne-Edwards & Bouvier, 1900: ES, D, –15 m e N, –30 m). Le altre 7 specie sono riportate nella Tab. 1, unitamente ai dati di abbondanza per i parametri esaminati (sito/protezione, fase giorno/notte, profondità). Il numero di esemplari è decisamente maggiore a EN mentre LG ospita il maggior numero di specie. Le 4 specie caratterizzanti il popolamento (Tab. 1) mostrano netta prevalenza delle presenze notturne. L'analisi mediante nMDS non ha tuttavia evidenziato differenza tra le tre praterie sulla base

dei fattori sito e fase, differenza rilevata invece per il fattore profondità. L'Anosim è risultata significativa con valori totali di p=0,018 (profondità: 5 *vs* 15 e 5 *vs* 30, rispettivamente, p=0,032 e p=0,041; 15 *vs* 30, p>0,05).

Tab. 1 - Abbondanza, qui intesa come media (tra il retinaggio e la sua replica) del numero di individui/20 m^2, delle specie di paguri più rappresentative nelle 3 praterie (EN, ES, LG), di giorno (D) e di notte (N), alle 3 profondità (–5, –15, –30 m).
Abundance, as mean (between the sample and its replicate) of specimens number/20 m^2, of the more representative hermit crab species in three meadows (EN, ES, LG), sampled during the day (D) and the night (N), at three depths (–5, –15, –30 m).

	EN	**ES**	**LG**	**D**	**N**	**–5**	**–15**	**–30**
Cestopagurus timidus (Roux, 1830)	2343	1067	412	680	3142	2901	508	413
Calcinus tubularis (Linnaeus, 1767)	194	138	1	11	322	326	5	2
Anapagurus chiroacanthus (Lilljeborg, 1856)	4	42	9	18	37	-	33	22
Pagurus anachoretus Risso, 1827	19	15	8	15	27	14	12	16
Anapagurus breviaculeatus Fenizia, 1937	18	1	1	10	10	-	4	16
Pagurus chevreuxi (Bouvier, 1896)	13	1	1	13	2	-	-	15
Anapagurus laevis (Bell, 1845)	-	2	2	2	2	-	1	3

Conclusioni - L'analisi delle specie di paguri in relazione a 3 parametri permette di concludere che: 1) solo 7 delle 11 specie identificate erano già state segnalate (Borg e Schembri, 2000) in un posidonieto maltese, campionando di giorno e fino a –21 m; 2) la condizione di Riserva biologica richiama in LG una ricca ittiofauna (Biagi *et al*., 1997) che, come evidenziato per i Crostacei Caridei (Gorrino *et al*., 2016), può predare la carcinofauna, riducendone drasticamente l'abbondanza; 3) va anche evidenziato che LG ha un'alta densità di fasci fogliari, tra i quali è possibile che i paguri trovino rifugio, sottraendosi al prelievo; 4) i paguri, di notte, risultano catturabili in maggior abbondanza: è possibile che, rispetto alla fase diurna, essi abbiano una diversa percezione del retino di campionamento. Di notte, inoltre, i paguri possono essere più attivi, essendo scarsi i predatori che cacciano a vista. Il fenomeno è particolarmente evidente a –5 m poiché le specie che non mostrano netta abbondanza nella fase notturna sono quelle che vivono a profondità maggiori. Per la progressiva diminuzione della luce all'aumentare della profondità, il fattore giorno/notte (palese a –5 m) può essere mascherato dal fattore profondità.

Bibliografia

BIAGI F., GAMBACCINI S., ZAZZETTA M. (1997) - Popolamento ittico di un'area protetta all'Isola d'Elba. *Biol. Mar. Mediterr.*, **4** (1): 466-468.

BORG J.A., SCHEMBRI P.J. (2000) - Bathymetric distribution of decapods associated with a *Posidonia oceanica* meadow in Malta (Central Mediterranean). *Crustacean Iss.*, **12**: 119-130.

CLARKE K.R., GORLEY R.N. (2006) - *PrimerV6: user Manual/Tutorial*. Primer-E, Plymouth, UK: 190 pp.

GORRINO A., BELCI F., PESSANI D. (2016) - Caridei (Crostacei Decapodi) di strato fogliare di *Posidonia oceanica*: possibili indicatori della condizione ambientale. *Biol. Mar. Mediterr.*, **23** (1): 94-97.

PESSANI D., BELCI F., TIRELLI T. (2012) - Nycthemeral migrations of gastropod and hermit crab species in two *Posidonia oceanica* beds. 73° Congresso U.Z.I. Firenze, 24-27 settembre 2012. Riassunti: 27.

RUSSO G.F., FRESI E., VINCI D. (1985) - The hand-towed net method for direct sampling in *Posidonia oceanica* beds. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit*., **29** (6): 175-177.

ZUPO V., STÜBING D. (2010) - Diet of fish populations in *Posidonia oceanica* meadows off the Island of Ischia (Gulf of Naples, Italy): assessment of spatial and seasonal variability. *Natural Science*, **2** (11): 1274-1286.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 300-301

F. Blasi, F. Buzzi[1], G. Ceccherelli[2], S. Citterio[1], R. Gentili[1], C. Montagnani[1], G. Piazza[1], I. Provera[1], S. Caronni[1]

Via Tronto, 32/7C - 00198 Roma, Italia.
blasifilippo@gmail.com
[1]Dip. di Scienze dell'Ambiente e del Territorio e di Scienze della Terra, Università di Milano Bicocca, Italia.
[2]Dipartimento di Scienze della Natura e del Territorio, Università di Sassari, Italia.

RELAZIONI COMPETITIVE TRA MACROALGHE DEL GENERE *CAULERPA*

COMPETITIVE INTERACTIONS BETWEEN MACROALGAE OF THE GENUS CAULERPA

Abstract *- In the summer of 2018 a manipulative experiment was conducted along the North-eastern Sardinian coast in order to investigate the interaction between the native seaweeds* Caulerpa prolifera *and its allochtonus invasive congeneric invasive* Caulerpa taxifolia. *The results suggest that the settlement of* C. taxifolia *on the substratum does not have a significant negative effect on the presence of* C. prolifera.

Key-words: Caulerpa prolifera, Caulerpa taxifolia, *algae, competition, Mediterranean Sea.*

Introduzione - In Mar Mediterraneo convivono diverse specie di Chlorophyta del genere *Caulerpa*, tra cui le più comuni sono la nativa *Caulerpa prolifera* (Forsskal) Lamouroux e le due introdotte *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh e *Caulerpa cylindracea* Sonder. I meccanismi competitivi tra le due macroalghe alloctone sono stati ampiamente investigati (Ceccherelli *et al*., 2002; Piazzi e Ceccherelli, 2002; Piazzi *et al*., 2003); al contrario, scarse sono le informazioni riguardanti la competizione tra la specie autoctona *Caulerpa prolifera* (Forsskal) Lamouroux ed entrambe le congeneri invasive. Il presente studio consiste in un esperimento manipolativo volto a valutare gli effetti della competizione interspecifica e intraspecifica sull'accrescimento di *C. prolifera*.

Materiali e metodi - Lo studio è stato effettuato nell'estate del 2018 nella baia di Sos Aranzos (Sardegna, 40°59.502' N; 9°35.553' E). Frammenti di *C. prolifera* e di *C. taxifolia* di circa 15 cm di lunghezza sono stati prelevati in immersione e reimpiantati su *matte* morta di *Posidonia oceanica* a circa 5 m di profondità, in 15 quadrati di 20×20 cm. In base alla densità dei frammenti (2 o 4) e all'appartenenza alle 2 specie sono stati individuati 5 trattamenti (n=3). Tutti i quadrati sono stati fotografati sia all'inizio dell'esperimento (T_0: luglio) che a fine agosto (T_1). La lettura delle immagini è stata condotta suddividendo le immagini in 25 sub-quadrati, per ciascuno dei quali è stato assegnato un *cover score* (Dethier *et al*., 1993). I dati raccolti sono stati analizzati mediante ANOVA asimmetrica utilizzando il software Gmav5 (Underwood, 1996).

Risultati - Percentuali medie di copertura di *C. prolifera* più elevate sono state osservate sia sui substrati su cui sono stati aggiunti 2 frammenti di *C. prolifera* (2CP+2CP: 6,8%), sia su quelli in cui ne sono stati aggiunti 4 (2CP+4CP: 12%) rispetto ai controlli (2CP: 4,1%) (Fig. 1). Anche sui substrati in cui era presente *C. taxifolia*, le percentuali medie di copertura sono risultate più elevate dei controlli, nonostante le differenze siano apparse assai meno marcate (2CP+2CT: 5,3%; 2CP+4CT: 6%) (Fig. 1). L'analisi della varianza ha confermato gli andamenti sopradescritti e, in particolare, ha messo in luce l'esistenza di significative differenze nella percentuale

di ricoprimento del substrato per la specie autoctona, sia tra unità CT e CP, sia tra unità con 2 o 4 frammenti trapiantati (ANOVA: $F_{1,10}$=52,34; P<0,01).

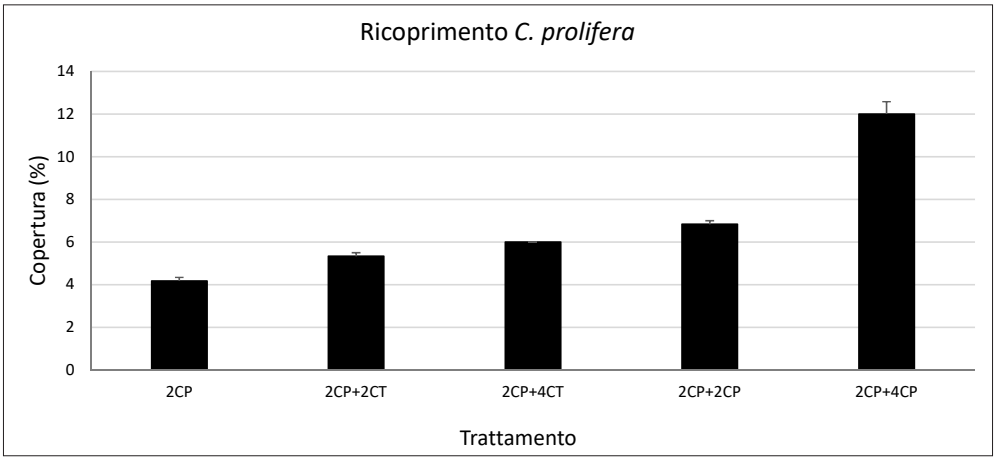


Fig. 1 - Ricoprimento medio (%) (±ES, n=3) del substrato ad opera di *C. prolifera* nelle unità sperimentali. CP: *C. prolifera*; CT: *C. taxifolia*; 2, 4: numero di frammenti trapiantati.
Mean cover (%) (±SE, n=3*) of the substratum by* C. prolifera *in the experimental units. CP:* C. prolifera*; CT:* C. taxifolia*; 2, 4: number of transplanted fragments.*

Conclusioni - La copertura di *C. prolifera* sembra essere influenzata maggiormente dalle interazioni intraspecifiche che da quelle interspecifiche. Infatti, i dati raccolti suggeriscono che la presenza di *C. taxifolia* non impedisca lo sviluppo di *C. prolifera*. Invece, una maggiore densità di frammenti di *C. prolifera* sembra favorirne l'accrescimento, probabilmente come effetto della maggiore resistenza all'idrodinamismo, della riduzione del *grazing* e della crescita degli epifiti (Piazzi e Ceccherelli, 2002).

Bibliografia

CECCHERELLI G., PIAZZI L., BALATA D. (2002) - Spread of introduced *Caulerpa* species in macroalgal habitats. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **280** (1-2): 1-11.

DETHIER M.N., GRAHAM E.S., COHEN S., TEAR L.M. (1993) - Visual versus random-point percent cover estimations: 'objective' is not always better. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **96**: 93-100.

PIAZZI L., BALATA D., CECCHI E., CINELLI F. (2003) - Co-occurrence of *Caulerpa taxifolia* and *C. racemosa* in the Mediterranean Sea: interspecific interactions and influence on native macroalgal assemblages. *Cryptogamie Algol.*, **24** (3): 233-243.

PIAZZI L., CECCHERELLI G. (2002) - Effects of competition between two introduced *Caulerpa*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **225**: 189-195.

UNDERWOOD A.J. (1996) - *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press: 504 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 302-303

B. Bottini, M. Milazzo, R. Chemello

Dipartimento di Scienze della Terra e del Mare (Di.S.Te.M.), Università di Palermo,
Via Archirafi, 20-22 - 90123 Palermo, Italia.
barbarabottini89@gmail.com

ANALISI DELLA DISTRIBUZIONE DELLE BIOMASSE VEGETALI E ANIMALI NEI *REEF* A VERMETI

ANALYSIS OF BIOMASS DISTRIBUTION IN VERMETID REEFS

Abstract - *Distribution of animal and vegetal biomasses has been evaluated on a Vermetid reef in North-western Sicily. Biomasses distribution is not homogenous in the different portions of the reef. The layer supporting higher biomass per square meter is the inner edge, while the central area supports the lower total biomass, despite the widest surface.*

Key-words: *biomass, Vermetid reef,* Dendropoma cristatum, *Tyrrhenian Sea.*

Introduzione - Gli *habitat formers* sono organismi capaci di sostenere la biodiversità e le funzioni ecosistemiche, fondamentali in habitat soggetti a stress fisici, dove aumentano l'eterogeneità e la complessità del substrato. Gli impatti antropici lungo le coste hanno portato a una progressiva riduzione di queste specie strutturanti, soprattutto in Mediterraneo (Rilov, 2016). Gli studi sugli *habitat formers* hanno messo in luce la loro capacità di influenzare le interazioni interspecifiche attraverso le variazioni strutturali indotte, mentre sono pochi i dati a disposizione sulle loro biomasse e quelle delle specie associate. Una misura di biomassa è utile per stimare la produttività di un ambiente e la sua funzionalità. Questo studio si propone di indagare come si distribuiscono le biomasse delle principali componenti vegetali e animali all'interno di un habitat costiero vulnerabile, quale il *reef* a Vermeti, che si sviluppa nella zona compresa tra il mesolitorale inferiore e l'infralitorale superiore lungo le coste rocciose del settore meridionale del Mediterraneo (Milazzo *et al*., 2017).

Materiali e metodi - Un tratto di *reef* di 50 m lineari di lunghezza è stato scelto come sito-campione sul versante esposto a NO di Capo Gallo (Palermo, Sicilia nord-occidentale). Le dimensioni delle diverse porzioni del *reef*, bordo interno (BI), *cuvette* (CV) e bordo esterno (BE), sono state misurate elaborando digitalmente le immagini raccolte da un drone (D'Argenio *et al*., 2015). All'interno del sito è stata stimata la copertura percentuale delle principali specie strutturanti attraverso ortofoto di 50×50 cm, in tre repliche, su ciascuna delle porzioni del *reef*. La densità media di *Dendropoma cristatum* (Biondi, 1859) è stata stimata su tre repliche fotografiche di 10×10 cm in ogni strato. La percentuale di copertura di ogni specie strutturante e le densità di *D. cristatum* sono state riportate in metri quadrati e approssimate al totale del sito-campione. Per la stima delle biomasse è stato utilizzato un campionamento stratificato random sui tre strati del *reef* (BI, CV, BE). Sono state raccolte 3 repliche di 20×20 cm mediante grattaggio su ciascuna componente strutturante omogenea rilevata in ogni strato. Per il calcolo della biomassa è stato misurato il peso secco privo di ceneri in grammi per metro quadro per strato, sia per le componenti strutturanti (macroalghe e *D. cristatum*) che per le componenti bentoniche associate.

Risultati - Su 50 m lineari, il *reef* esaminato ha un'area totale di 288,9 m^2, di cui 74 m^2 di bordo interno (26% della superficie totale), 200,8 m^2 di *cuvette* (69%) e 14,1 m^2 di bordo esterno (5%). La superficie di copertura totale stimata per le specie strutturanti è di 267,95 m^2 per le macroalghe e di 20,97 m^2 per *D. cristatum*, suddivise negli strati (Tab. 1).

Tab. 1 - Copertura in metri quadri di specie strutturanti.
Coverage in square meters of habitat formers.

Superficie (m^2)	BI	CV	BE
Macroalghe	66,59	190,74	10,61
D. cristatum	7,39	10,03	3,53

Sebbene lo strato più ampio del *reef* sia la *cuvette*, la distribuzione delle biomasse segue un andamento che presenta sui due bordi, interno ed esterno, una biomassa media per metro quadrato maggiore rispetto alla porzione centrale del *reef*. La biomassa vegetale risulta massima sul bordo interno, intermedia sul bordo esterno e minima nella *cuvette*. Densità (Tab. 2) e biomassa (Tab. 3) di *D. cristatum* sono, invece, più abbondanti sul bordo esterno che non negli altri strati. La biomassa animale risulta più abbondante sul bordo interno ed è minore su bordo esterno e *cuvette* (Tab. 3).

Tab. 2 - Densità media di *D. cristatum*.
Average density of D. cristatum.

Numero individui	BI	CV	BE
D. cristatum	22500 (±8082,55)	7600 (±1640,10)	45300 (±2682,87)

Tab. 3 - Biomassa media al metro quadrato per componenti animali e vegetali.
Average biomass for square meter of animal and vegetal components.

Biomassa ($g \cdot m^{-2}$)	BI	CV	BE
Macroalghe	134,12 (±33,35)	66,42 (±15,30)	70,81 (±25,18)
D. cristatum	283,5 (±101,84)	95,76 (±20,66)	570,78 (±33,80)
Componente animale	0,516 (±0,04)	0,125 (±0,003)	0,34 (±0,01)

Conclusioni - *Dendropoma cristatum*, pur avendo una copertura inferiore, è presente con una biomassa al metro quadro maggiore rispetto a quella delle macroalghe. Con il suo contributo i due bordi, pur essendo meno estesi, raggiungono una biomassa media per metro quadrato maggiore rispetto alla *cuvette*. È, quindi, possibile ipotizzare che la presenza della biocostruzione, amplificando e diversificando lo spazio orizzontale, abbia un effetto non solo sull'incremento del numero di specie (Milazzo *et al*., 2017), ma anche sulla composizione e distribuzione locale delle biomasse.

Bibliografia

D'ARGENIO A., TULONE M., CHEMELLO R. (2015) - The use of small RPAs for the high resolution mapping of the Mediterranean intertidal Vermetid reefs. GeoSub International Congress. Trieste, 13-14 October 2015. Proceedings: 35-36.

MILAZZO M., FINE M., LA MARCA E.C., ALESSI C., CHEMELLO R. (2017) - Drawing the line at neglected marine ecosystems: ecology of Vermetid reefs in a changing ocean. In: Rossi S., Bramanti L., Gori A., Orejas C. (eds), *Marine animal forests*. Springer, Cham: 345-367.

RILOV G. (2016) - Multi-species collapses at the warm edge of a warming sea. *Sci. Rep.*, **6**: 36897.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 304-305

G. Chimienti[1,2], F. Montesanto[1,2], P. Panetta[1]

[1]Department of Biology, University of Bari Aldo Moro, Via Orabona, 4 - Bari, Italy.
[2]CoNISMa, Roma, Italy.
giovanni.chimienti@uniba.it

THYASIRIDAE (MOLLUSCA, BIVALVIA) FOUND IN BATHYAL SEDIMENTS OF THE IONIAN SEA

THYASIRIDAE (MOLLUSCA, BIVALVIA) RITROVATI IN SEDIMENTI BATIALI DEL MAR IONIO

Abstract *- This study reports the occurrence of five species of Thyasiridae bivalves in a bathyal thanatocoenosis sampled in the Ionian Sea. Three species are very rare, and one represents the first record for the Mediterranean Sea. A description of the shells is provided.*

Key-words: *benthos, thanatocoenoses, molluscs, thyasirid, Mediterranean Sea.*

Introduction - Bathyal thanatocoenoses have been investigated in the Mediterranean Sea since more than a century. The occurrence of cold-affinity molluscs in the bathyal thanatocoenoses was studied by several authors trying to explain the presence of these species (mainly as fossils) and their biological history (Caldara *et al*., 1981). Representatives of the family Thyasiridae can be occasionally found in various cold-water habitats worldwide, as well as in thanatocoenoses (Di Geronimo, 1974). Interestingly, some thyasirids establish nutritional symbioses with sulphur-oxidizing, chemoautotrophic bacteria maintained at the surface of gill epithelial cells, while others are asymbiotic (Dufour, 2005). This study reports the finding of shells belonging to Thyasiridae in the Ionian Sea, within a thanatocoenosis sampled in proximity of a cold-water coral community. The sampled thyasirids are also described, highlighting the main features of the shells.

Materials and methods - Within the GAVIS research project, during April 2006, a 474 km^2 area offshore Gallipoli (Italy, Ionian Sea; 39°46.279'N - 17°46.845'E) was investigated from 400 to 1200 m depth. Thirteen sampling stations were allocated in the study area. Three replicates with van Veen grab (0.1 m^2 of gripping area, 0.02 m^3 of gripping volume) and one replicate with Sanders trawled benthic sledge (70×35 cm of opening) were carried out at each sampling station. Samples were washed on a set of sieves from 1 to 0.01 mm. Thyasiridae shells were identified according to species original descriptions as well as to Payne and Allen (1991).

Results - A total of 5 species of Thyasiridae were found, only as shells. We provide telegraphic diagnoses for them [systematics based on MolluscaBase (2019); in square parentheses the original binomen].
One valve of *Axinus grandis* (Verrill & S. Smith [in Verrill], 1885) [*Cryptodon grandis*] was sampled with the sledge at 1118-1158 m depth. Shell rather large and thick, markedly inequilateral and strongly inflated; sculptures thigh, with concentric grooves forming irregular undulated ridges; antero-dorsal margin upturned, posterior indented by a shallow and curved posterior sulcus; beak small, raised and prosogyrous; small amount of ferruginous material around the umbo (since this species lives in the mud close to reducing environments, poor in oxygen and rich in hydrogen sulphide).
Two loose valves and one whole specimen of *Channelaxinus perplicatus* (Salas, 1996) [*Thyasira perplicata*] were found in two dredge samples, at 880-1198 m depth. Shells

large, opaque and subtriangular, highly inflated and equivalve; two prominent posterior ridges defining deep primary and sub-marginal sulci, the former straight, sharply incised, forming a deep notch in the postero-ventral shell margin; two slight median ridges extending across shell from umbo to ventral margin causing a ventral angulation, hinge flat and narrow.
Genaxinus eumyarius (M. Sars, 1870) [*Axinus eumyarius*], was sampled in two dredge stations at 1077-1128 m depth, as one valve and one whole specimen. Shells small, fragile and inflated, ventrally ovate and dorsally triangulate, mostly semi-transparent except for two white radiating scars; internal raised muscle scars very evident and with prominent concentric grow marks; ferruginous material adhering to the shell.
Thyasira granulosa (Monterosato, 1874) [*Axinus granulosus*], was sampled as 11 valves in 9 grab samples, at 418-1128 m depth, and as 26 valves and 1 whole specimen in 10 dredge samples, at 419-1138 m depth. Shell ovate, equivalve and equilateral, characterized by a peculiar granular microsculpture.
Two valves of *Thyasira succisa* (Jeffreys, 1876) [*Axinus incrassatus* var. *succisa*], were found in two dredge samples at 880-1128 m depth. Shell small, equivalve, inequilateral, with a characteristic oblique shape; shell length exceeding the height; shell anteriorly broadly curved and elongate, posterior margin strongly angulated at the junction of postero-dorsal and postero-ventral margins; primary sulcus defined only by a slight flattening of the postero-dorsal margin, submarginal sulcus forming a prominent auricle; sculpture of fragile fine concentric lines; patches of ferruginous deposit adhering to shell margins.

Conclusions - The present study provides further information about the presence of thiasirid shells in the bathyal sediments of Apulian coasts, some of them very rare. In particular, *C. perplicatus* is a rare species in the North Atlantic, never reported before in the Mediterranean Sea. Very rare are also *T. succisa* and *A. grandis*, the former found only as shells in the Mediterranean Sea, the latter found once in the Ionian Sea by Di Geronimo (1974). On the contrary, *G. eumyarius* and *T. granulosa*, have been already found off Gallipoli by Di Geronimo (1974) and by Caldara *et al.* (1981), respectively. The presence of ferruginous materials on some shells indicates their occurrence in reducing muddy environments, probably because of a symbioses with chemoautotrophic bacteria. Chemosymbiosis has appeared multiple times in the evolutionary history of the Thyasiridae (Dufour, 2005), but the factors that have allowed such associations to develop and persist are still unknown.

References

CALDARA M., D'ALESSANDRO A., DI GERONIMO I. (1981) - Paleocomunità circalitorali del Pleistocene di Gallipoli (Lecce). *Boll. Malacol.*, **17** (7-8): 125-164.

DI GERONIMO I. (1974) - Molluschi bentonici in sedimenti recenti batiali e abissali dello Jonio. *Conchiglie*, **10** (7-8): 133-172.

DUFOUR S.C. (2005) - Gill anatomy and the evolution of symbiosis in the bivalve family Thyasiridae. *Biol. Bull.*, **208** (3): 200-212.

MOLLUSCABASE (2019) - Thyasiridae Dall, 1900 (1895). Accessed through: World Register of Marine Species at http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=219 on 2019-02-28.

PAYNE C.M., ALLEN J.A. (1991) - The morphology of deep-sea Thyasiridae (Mollusca: Bivalvia) from the Atlantic Ocean. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, **334** (1272): 481-562.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 306-307

G. Costa, M. Bo, J. Grinyó[1], C. Lo Iacono[2], M. Pansini,
G. Bavestrello, M. Bertolino

Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita, Università di Genova,
Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
gabrielec1987@gmail.com
[1]Institut de Ciències del Mar (ICM), Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49 - 08003 Barcelona, Spain.
[2]National Oceanography Centre (NOC), Southampton, UK.

STUDIO PRELIMINARE DELLA FAUNA A SPUGNE, ASSOCIATA AI BANCHI DI CORALLO BIANCO DEL MARE DI ALBORAN

A FIRST PRELIMINARY STUDY OF THE SPONGE FAUNA, ASSOCIATED TO WHITE CORAL BANKS FROM THE ALBORAN SEA

Abstract - *The scleractinians* Madrepora oculata *and* Desmophyllum pertusum *form, in deep waters, three-dimensional structures allowing the settlement of a rich sponge community. The analysis of a white coral block with a volume of about 900 cm³, collected at about 350 m depth from the Alboran Sea during the campaign MELCOR of 2012, allowed identifying 19 sponge species. Sixty-six sponge specimens (demosponges and hexactinellids), associated to white corals were collected in total. Thirteen species are new findings for the white coral assemblage, one is a new finding for the Mediterranean Sea and a species of* Hymerabdia *is probably new for science. According to biogeography most of the species (53%) have an Atlantic-Mediterranean distribution, 5% are only Atlantic and 42% are Mediterranean endemism. This is the first survey of sponges associated to deep coral reefs in the Alboran Sea and confirms that these habitats are hot spots of biodiversity on deep grounds.*

Key-words: *Porifera, white coral, deep sea, Alboran Sea.*

Introduzione - Sui fondi batiali del Mediterraneo, i coralli bianchi (scleractinie), comprendenti principalmente *Madrepora oculata* (Linnaeus, 1758) e *Desmophyllum pertusum* (Linnaeus, 1758), formano complessi habitat tridimensionali adatti per l'insediamento di organismi bentonici come ad esempio le spugne (Freiwald *et al*., 2009; Buhl-Mortensen *et al*., 2010). Queste bio-costruzioni sono distribuite in tutti gli oceani e la prima caratterizzazione di banchi di corallo bianco nel Mediterraneo risale al 2004 a Santa Maria di Leuca (Tursi *et al*., 2004). La tridimensionalità della struttura, creata dai coralli bianchi, funge da rifugio, zona di alimentazione e area di *nursery* per numerose specie, aumentando la diversità di questi ecosistemi, che risultano essere uno dei maggiori *hotspot* di biodiversità dell'ambiente batiale (Mortensen e Fosså, 2006; Mastrototaro *et al*., 2010; D'Onghia *et al*., 2012). In queste ricche comunità, le spugne sono la maggiore componente animale. Lo scopo di questo studio è quello di aumentare le conoscenze sulla fauna a spugne associata a queste bio-costruzioni.

Materiali e metodi - Un blocco di corallo bianco, di circa 900 cm³ di volume e una superficie di circa 360 cm², è stato raccolto tramite benna, a circa 350 m di profondità, nel Mare di Alboran durante la campagna Melcor del 2012. Tutte le spugne sono state individuate e classificate sino a livello di specie.

Risultati - Sono stati raccolti e classificati 66 esemplari associati al blocco studiato. In totale sono state identificate 19 specie che appartengono alle classi delle Demospongie e degli Esattinellidi. La specie più abbondante, con oltre 20 esemplari, risulta essere *Hymerhabdia oxytrunca* (Topsent, 1904). Tredici specie sono nuovi *record* per le specie associate ai coralli bianchi e *Hymerabdia* sp. è una probabile nuova specie per la scienza. Da un punto di vista biogeografico, il 53% delle specie

presenta una distribuzione Atlanto-Mediterranea, il 5% Atlantica mentre il 42% sono endemiche del Mediterraneo.

Conclusioni - Questo lavoro è il primo studio sui Poriferi associati ai banchi di coralli profondi nel Mare di Alboran. Considerando che il blocco analizzato ha un volume di circa 900 cm^3, i dati da noi riscontrati rafforzano la necessità di investigare a fondo questo particolare habitat ad ampia biodiversità. Inoltre, l'alto numero di specie e l'elevata biomassa di spugne criptiche associate a queste costruzioni biogeniche devono essere particolarmente approfondite perché, come accade in ambienti tropicali, possono innescare vari processi necessari per il funzionamento ecologico delle strutture coralline (Maldonado *et al*., 2012; de Goeij *et al*., 2013).

Bibliografia

BUHL-MORTENSEN L., VANREUSEL A., GOODAY A.J., LEVIN L.A., PRIEDE I.G., BUHL-MORTENSEN P., GHEERARDYN H., KING N.J., RAES M. (2010) - Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. *Mar. Ecol*., **31** (1): 21-50.

DE GOEIJ J.M., VAN OEVELEN D., VERMEIJ M.J.A., OSINGA R., MIDDELBURG J.J., DE GOEIJ A.F.P.M., ADMIRAAL W. (2013) - Surviving in a marine desert: the sponge loop retains resources within coral reefs. *Science*, **342** (6154): 108-110.

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): e44509.

FREIWALD A., BEUCK L., RÜGGEBERG A., TAVIANI M., HEBBELN D. (2009) - The white coral community in the central Mediterranean Sea revealed by ROV surveys. *Oceanogr*., **22** (1): 58-74.

MALDONADO M., RIBES M., VAN DUYL F.C. (2012) - Nutrient fluxes through sponges: biology, budgets, and ecological implications. *Adv. Mar. Biol*., **62**: 113-182.

MASTROTOTARO F., D'ONGHIA G., CORRIERO G., MATARRESE A., MAIORANO P., PANETTA P., GHERARDI M., LONGO C., ROSSO A., SCIUTO F., SANFILIPPO R., GRAVILI C., BOERO F., TAVIANI M., TURSI A. (2010) - Biodiversity of the white coral bank off Cape Santa Maria di Leuca (Mediterranean Sea): an update. *Deep Sea Res. Pt. II*, **57** (5-6): 412-430.

MORTENSEN P.B., FOSSÅ J.H. (2006) - Species diversity and spatial distribution of invertebrates on deep-water *Lophelia* reefs in Norway. Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium: 1849-1868.

TURSI 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** (Suppl. 1): 107-116.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 308-309

F. Ferrigno, L. Appolloni, F. Di Stefano, L. Donnarumma, F. Rendina, G.F. Russo, R. Sandulli

Dipartimento di Scienze e Tecnologie (DiST), Università di Napoli "Parthenope", URL CoNISMa, Centro Direzionale, Isola C4 - 80143 Napoli, Italia.
federica.ferrigno@uniparthenope.it

CARATTERIZZAZIONE DELLE POPOLAZIONI DI CORALLO ROSSO (*CORALLIUM RUBRUM*) E DEL CORALLIGENO NELL'AMP REGNO DI NETTUNO (CAMPANIA, ITALIA)

CHARACTERIZATION OF RED CORAL POPULATIONS (CORALLIUM RUBRUM) *AND CORALLIGENOUS IN THE MPA REGNO DI NETTUNO (CAMPANIA, ITALY)*

Abstract *- Using ROV-imaging techniques, red coral populations along several cliffs on MPA of the Gulf of Naples were investigated and the coralligenous habitats were characterized in terms of cover percent and number of morphological groups. Pizzaco site showed the richest and most diverse habitat. Density of red coral colonies were calculated and compared with morphometric parameters, obtaining a moderate decrease of density with increase of size. Finally, fishing pressure was estimated through frequency of lost fishing gears; S. Angelo resulted the most stressed site.*

Key-words: *coralligenous, red coral, fishing, ROV, Campania.*

Introduzione - Le biocenosi bentoniche di fondo duro, e in particolare le biocostruzioni coralligene, sono importanti *hotspot* di biodiversità del Mediterraneo con la presenza di organismi strutturanti come spugne, briozoi, gorgonie e corallo rosso *Corallium rubrum* (L., 1758). Attualmente, questi habitat sono minacciati da diversi impatti: pesca, turismo subacqueo e il generale deterioramento dell'ambiente marino costiero anche legato sempre più frequentemente ad episodi di mortalità innescati da anomalie termiche. In particolare, il corallo rosso è una specie che può costituire dense *facies*, nonostante sia molto sensibile agli stress antropici ed abbia un lento tasso di crescita (Tsounis *et al*., 2010), ed è stato sfruttato commercialmente nel Golfo di Napoli per lungo tempo (Colombo, 1887; Russo *et al*., 2004). Sebbene *C. rubrum* sia attualmente annoverato tra le specie tutelate a livello europeo (Direttiva Habitat), la sua gestione è un problema internazionale la cui soluzione non è ancora chiara. Questo lavoro ha lo scopo di contribuire a raccogliere informazioni necessarie a predisporre un piano di gestione della "risorsa corallo rosso" nell'AMP Regno di Nettuno, partendo dalla valutazione e caratterizzazione anche degli habitat coralligeni.

Materiali e metodi - I siti indagati sono falesie localizzate nell'AMP Regno di Nettuno, a NO del Golfo di Napoli, ad una profondità compresa tra 37 e 96 m: P.ta S. Angelo (Isola di Ischia), P.ta Solchiaro e P.ta Pizzaco (Isola di Procida). Le indagini sono state effettuate nel 2017, attraverso l'utilizzo di un ROV (*Remotely Operated Vehicle*) "Perseo" della Ageotec. La pressione della pesca sugli habitat coralligeni è stata valutata come percentuale di fotogrammi in cui sono presenti attrezzi, utilizzando circa 150 immagini per sito, ottenute con il software DVDVideoSoft. Per valutare la copertura totale del coralligeno, l'abbondanza dei diversi gruppi morfologici (MGs), la densità dei coralli (colonie m^{-2}) e i parametri morfometrici (altezza e larghezza delle colonie) è stata analizzata una selezione casuale di 15 immagini per sito con i software ImageJ® e Seascape®. Infine, è stata calcolata la regressione lineare tra densità e parametri morfometrici con il software di analisi statistica dei dati Past®.

Risultati - La frequenza di fotogrammi in cui sono presenti attrezzi da pesca è di 45,12% a S. Angelo, dove prevalgono le reti (47% del totale), 7,47% a Solchiaro, dove prevalgono le lenze (86%), e 12,12% a Pizzaco, dove prevalgono le reti (42%). La copertura del coralligeno è: 53% nel sito di S. Angelo con 5 MGs (dominato da gorgonie e spugne incrostanti); 65% nel sito di Solchiaro con 6 MGs (dominato da spugne incrostanti ed erette); 78% nel sito di Pizzaco con 7 MGs (dominato da spugne, madrepore e briozoi). Per quanto riguarda le colonie di *C. rubrum*, a S. Angelo sono presenti tra 87 e 96 m di profondità, con una densità compresa tra 3 e 12 colonie m^{-2} (media di 7,84±3,72 colonie m^{-2}) e dimensioni comprese tra 8 e 11 cm di altezza (media di 9,67±1,31 cm) e tra 5 e 20 cm di larghezza (media di 11,07±5,46 cm). A Punta Solchiaro le colonie sono presenti tra 50 e 60 m di profondità, con una densità compresa tra 10 e 20 colonie m^{-2} (media di 15,41±4,52 colonie m^{-2}) e dimensioni comprese tra 10 e 18 cm di altezza (media di 11,75±3,51 cm) e tra 11 e 15 cm di larghezza (media di 12,68±1,80 cm). Infine, a Punta Pizzaco le colonie sono presenti tra 38 e 63 m di profondità, con una densità compresa tra 29 e 184 colonie m^{-2} (media di 96,46±66,60 colonie m^{-2}) e dimensioni comprese tra 4 e 7 cm di altezza (media di 5,58±1,17 cm) e tra 4 e 7 cm di larghezza (media di 5,31±1,32 cm). Dal calcolo della regressione lineare tra densità delle colonie e parametri morfometrici, sebbene non vi sia una chiara correlazione tra le variabili, si osserva una certa tendenza verso una diminuzione della grandezza delle colonie di corallo rosso con l'aumentare della loro densità.

Conclusioni - Da questo lavoro emerge che il popolamento coralligeno varia in ricchezza e abbondanza tra i siti, non solo in base alle caratteristiche ambientali, ma anche per la pressione di pesca. Infatti, il sito di S. Angelo è risultato essere il più impattato in base al numero di attrezzi da pesca rinvenuti ed anche quello con minore copertura di coralligeno e con un numero inferiore di MGs. Inoltre, si osserva che le colonie di corallo rosso di minori dimensioni, di scarso interesse commerciale, sono le più numerose. I risultati sembrano confermare che la drammatica riduzione delle popolazioni superficiali di corallo rosso, pur in assenza di morie innescate da anomalie termiche, può indurre un degrado più esteso dell'intera comunità profonda (Bavestrello *et al*., 2014). Occorre quindi sviluppare urgentemente tecniche di pesca artigianale più sostenibili, misure di protezione più restrittive e programmi di monitoraggio a lungo termine, al fine di migliorare la gestione degli ecosistemi più fragili.

Bibliografia

BAVESTRELLO G., BO M., CANESE S., SANDULLI R., CATTANEO-VIETTI R. (2014) - The red coral populations of the gulfs of Naples and Salerno: human impact and deep mass mortalities. *Ital. J. Zool.*, **81** (4): 552-563.

COLOMBO A. (1887) - La fauna sottomarina del Golfo di Napoli. *Rivista Marittima*, **20**: 1-107.

RUSSO G.F., ASCIONE M., FRANZESE P.P. (2004) - Analisi emergetica della Riserva Marina di Punta Campanella: valutazione ecologico-economica del comparto pesca. *Biologi Italiani*, **11**: 63-70.

TSOUNIS G., ROSSI S., GRIGG R., SANTANGELO G., BRAMANTI L., GILI J.-M. (2010) - The exploitation and conservation of precious corals. *Oceanogr. Mar. Biol.*, **48**: 161-211.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 310-311

M. Gaglioti[1], T. Dieli[2], M.C. Gambi[1], C. Cerrano[1,3]

[1]Stazione Zoologica Anton Dohrn, Punta S. Pietro s/n - 80077 Ischia (NA), Italy.
martina.gaglioti@szn.it
[2]Alta Marea Diving, Ustica (PA), Italy.
[3]Dip. Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università Politecnica delle Marche, Ancona, Italy.

WHAT AM I DOING HERE? AN UNUSUAL ECOLOGICAL CONTEXT FOR A POPULATION OF *SAVALIA SAVAGLIA* (ZOANTHARIA) IN THE USTICA ISLAND (ITALY)

CHE CI FACCIO QUI? UN CONTESTO ECOLOGICO INCONSUETO PER UNA POPOLAZIONE DI SAVALIA SAVAGLIA *(ZOANTHARIA) NELL'ISOLA DI USTICA*

Abstract - *The parasitic zoanthid* Savalia savaglia *(Bertoloni, 1819) (gold coral) is known to be always associated to dense populations of gorgonians mainly* Paramuricea clavata*, on which* Savalia *start its colonization. Here we describe a population of 11 large colonies settled at 30 m depth off Ustica Island, in a site where no gorgonians are present nearby. This record suggests that this site was colonized in the past by conspicuous gorgonian populations, and the* Savalia *colonies represent witness and good indicators of the local extinction of this ancient biocoenosis.*

Key-words: *gold coral, gorgonians, Tyrrhenian Sea.*

Introduction - The anthozoan zoanthid *Savalia savaglia* (Bertoloni, 1819) (gold coral) is known to be commonly associated to conspicuous populations of gorgonians, mainly *Paramuricea clavata* (Risso, 1826), on which *Savalia savaglia* starts its parasitic colonization (Cerrano *et al*., 2010; Giusti *et al*., 2014). Here we describe an unusual ecological context for this species, reporting a population of 11 colonies of *S. savaglia* colonizing a site at 30 m depth off the island of Ustica, where no gorgonians are present in the surrounding areas.

Materials and methods - The site where the 11 colonies of *S. savaglia* are settled, named "Scoglio 11 rami", is located on the northern side of the island, approximately 1.2 NM off the coast in front of the Ustica cemetery. Three SCUBA dives were carried out in this site during July and August 2018.

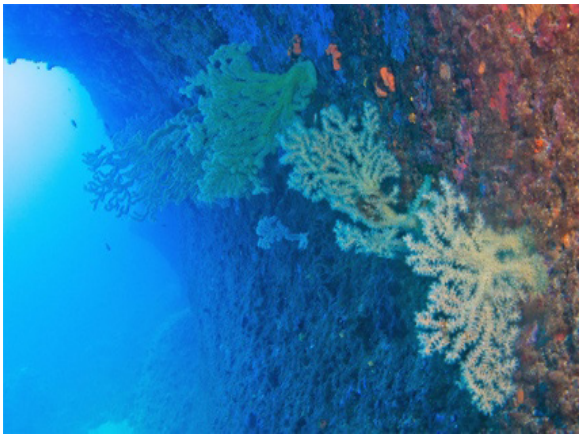


Fig. 1 - A view of some of the 11 *Savalia savaglia* colonies in the study site off Ustica (photo: F. Carugati).
Alcune delle 11 colonie di Savalia savaglia *nel sito di studio di Ustica (foto: F. Carugati).*

The zone is characterized by two large rocky boulders that, from a coarse sandy bottom at 32 m depth, rise steeply up to 17-15 m. The population is settled in a 10 m-long concave recess of one of the boulder's wall (Fig. 1). Each colony was identified and numbered (1-11), measured (basal circumference and maximum length), shortly described (occurrence of injuries, epibionts, and secondary branches) and photographed.

Results - The 11 colonies of *S. savaglia* were settled almost in the centre of the concave recess of the wall, and almost aligned in a single row, following the longest axis of the recess, within a limited depth interval (29.6-31 m). All colonies were oriented with the fans perpendicular to the wall so that they offered the largest surface to the main flow, which is likely unidirectional due to the morphology of the wall recess, acting as a semi-closed tunnel. The sizes were variable, ranging from 27 cm to 108 cm in maximum length, 4-19 cm in basal circumference, and 1.3 cm to 6 cm in trunk diameter (Tab. 1). One specimen (#9 in Tab. 1) had a secondary large trunk originating from a primary one, while two specimens presented the basal portion of the trunk covered by epibionts (#1 and #11). The majority of the colonies were in healthy conditions and without any sign of impact from fishing gears.

Tab. 1 - Depth and morphometric features of the 11 colonies of *Savalia savaglia* off Ustica island.
Profondità e caratteristiche morfometriche delle 11 colonie di Savalia savaglia *studiate ad Ustica.*

Savalia savaglia # colony	# 1	# 2	# 3	# 4	# 5	# 6	# 7	# 8	# 9	# 9	# 10	# 11
Basal circumference (cm)	18	16.5	10	15	19	8	4	7	18	8	9	9
Trunk diameter (cm)	5.73	5.25	3.18	4.77	6.05	2.54	1.27	2.22	5.73	2.54	2.86	2.86
Maximun length (cm)	85	75	29	53	60	69	27	55	108	57	37	57
Depth (m)	29.6	30	30	30.5	30.5	30	31	30	30	30	30.5	30

Conclusions - From the large dimensions, especially the diameter of the trunk, we can hypothesize that most of these colonies may be very old (hundreds of years) (Cerrano *et al.*, 2010). Their good status is likely related to their location inside the large concave recess of the rocky wall, which prevented any possible impact from the above surface, mainly from fishing gears (nets or lines). The most intriguing aspect of this record of *S. savaglia* is the absence of gorgonians in the surrounding area, including the nearby big rocky boulder. However, considering that *S. savaglia* needs gorgonians for its initial colonization, this suggests that in the area there was a settlement of gorgonians today completely extinct. These large and isolated *S. savaglia* specimens represent, therefore, living witnesses of these past gorgonian populations, and their occurrence can be considered a good biological indicator of a locally extinct biocoenosis, and past paleoclimatic conditions.

Acknowledgements: We wish to thank Mauro Maniscalco and the staff of the Alta Marea diving (Ustica) for their support during the dives and colony measurements, and Filippo Carugati for the photos.

References

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** (1): 153-167.

GIUSTI M., CERRANO C., ANGIOLILLO M., TUNESI L., CANESE S. (2014) - An updated overview of the geographic and bathymetric distribution of *Savalia savaglia*. *Mediterr. Mar. Sci.*, **16** (1): 128-135.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 312-313

V. Infantini, C. Corinaldesi[1], E. Rastelli[2], C. Munari

Dipartimento di Scienze Chimiche e Farmaceutiche, Università di Ferrara,
Via Fossato di Mortara, 17 - 44121 Ferrara, Italia.
mnc@unife.it
[1]SIMAU, Università Politecnica delle Marche, Via Brecce Bianche, 12 - 60131 Ancona, Italia.
[2]Stazione Zoologica Anton Dohrn, Villa Comunale - 80121 Napoli, Italia.

RISULTATI PRELIMINARI SULLA STRUTTURA E COMPOSIZIONE DELLA COMUNITÁ MACROBENTONICA IN DUE AREE DEL MARE DI ROSS (ANTARTIDE)

PRELIMINARY RESULTS ON STRUCTURE AND COMPOSITION OF THE MACROBENTHIC COMMUNITY IN TWO AREAS OF THE ROSS SEA (ANTARCTICA)

Abstract *- Preliminary results on structure and composition of the macrobenthic community in two areas of the Terra Nova Bay (Ross Sea) have been studied. Samples of macrobenthic fauna were collected along two bathymetric transects (at 25 m, 70 m, and 140 m) in Adelie Cove and Rod Bay. Annelida are the dominant taxon at both areas. A bathymetric zonation of the macrobenthic community appears evident.*

Key-words: *benthos, bathymetric zonation, Antarctica.*

Introduzione - Malgrado siano stati effettuati numerosi studi sulle comunità macrobentoniche del Mare di Ross (Gambi *et al.*, 1994; Cattaneo-Vietti *et al.*, 2000; Rehm *et al.*, 2006), queste restano tuttora poco conosciute. In questa nota vengono presentati alcuni risultati preliminari riguardanti la composizione e struttura della comunità macrobentonica in due aree di Baia Terra Nova (Mare di Ross, Antartide). I campioni sono stati raccolti durante la XXX Spedizione Italiana in Antartide.

Materiali e metodi - Durante l'estate australe 2015, in due siti selezionati lungo le coste di Baia Terra Nova (Adelie Cove, AC, e Rod Bay, RB), rispettivamente a 10 e 2 km di distanza a sud della base scientifica italiana Mario Zucchelli, campioni di macrofauna bentonica sono stati prelevati in triplicato a 3 differenti batimetrie: 25 m (St5RB e St9AC), 70 m (St10RB e St8AC) e 140 m (St6RB e St11AC), mediante una benna di Van Veen (superficie 0,18 m^2). Il contenuto della benna è stato setacciato (maglia 1 mm) e gli organismi raccolti sono stati identificati al livello tassonomico più basso possibile. I dati relativi alla comunità macrobentonica sono stati analizzati mediante analisi uni- e multivariata: (*Non-Metric Multi-Dimensional Scaling*, *Cluster Analysis* basati sulla matrice di similarità di Bray-Curtis e *Similarity Percentage Analysis* - SIMPER).

Risultati - Complessivamente sono stati raccolti 10635 individui, di cui 7233 nell'area AC e 3202 nell'area RB. In entrambe le aree la maggior abbondanza di individui si riscontrava alla profondità di 140 m, con 2190,3±664,7 ind 0,18 m^2 nella St11AC e 906,3±1096,1 ind 0,18 m^2 nella St6RB. Anche il numero di taxa è risultato maggiore a 140 m: 51±3 nella St11AC e 42±19.3 nella St6RB. Nell'area AC la comunità era principalmente costituita da Annelida (83,86% dell'abbondanza totale di individui), Arthropoda (10,37%), Cnidaria (4,17%), Mollusca (1,09%), Nemertea (0,35%), Echinodermata (0,11%), Sipuncula (0,03%) e Cephalorhyncha (0,03%). Anche nell'area RB la comunità era dominata numericamente da Annelida (74,02%), seguiti da Cnidaria (14,12%), Arthropoda (8,09%), Mollusca (2,69%), Echinodermata

(0,84%), Nemertea (0,22%) e Cephalorhyncha (0,03%). Sono state identificate complessivamente 77 famiglie di cui 62 in AC e 60 in RB. Nell'area AC le famiglie maggiormente rappresentate erano: Oweniidae (46,21% dell'abbondanza totale di individui), Tubificidae (13,72%), Maldanidae (6,40%) e Sabellidae (4,94%); mentre nell'area RB sono: Tubificidae (28,45%), Actiniidae (13,62%), Oweniidae (13,40%) ed Orbiniidae (11,93%). I taxa trovati complessivamente sono stati 123, di cui 100 in AC e 91 in RB. L'analisi multivariata evidenzia un raggruppamento costituito dalle stazioni a 140 m (St6RB e St11AC), aggregate alla similarità del 47,5%, mentre tutte le altre stazioni vengono allocate in un *cluster* a basso valore di similarità (14,55%). Nonostante l'elevato numero di taxa rilevato, pochi caratterizzano il pattern di comunità. Dall'analisi SIMPER emerge che la comunità delle stazioni a 25 m e 70 m è caratterizzata dai policheti *Aglaophamus macroura* (Schmarda, 1861) e *Leitoscoloplos geminus* Mackie, 1987 (contributo cumulativo 73,66% e 70,97%, rispettivamente nelle due stazioni). La comunità rilevata a 140 m è caratterizzata dagli anellidi Owenidae sp., Oligochaeta spp. e *Maldane sarsi antarctica* Arwidsson, 1911 (contributo cumulativo 57,67%). L'analisi multivariata, applicata analizzando separatamente i principali phyla, evidenzia una variazione in relazione alla batimetria anche della struttura e composizione delle comunità (prese singolarmente) di molluschi, artropodi ed anellidi, in cui le stazioni a 140 m si aggregano tra loro a maggior similarità (60,18%, 32,13% e 45,64%, rispettivamente).

Conclusioni - In entrambe le aree di campionamento gli anellidi rappresentano il gruppo tassonomico numericamente dominante, come riscontrato anche da Cantone *et al.* (2000). In accordo a Gambi *et al.* (1997), la strutturazione della comunità sembra dipendere da fattori legati alla profondità, quali, ad esempio, il grado di disturbo ambientale (maggiore alle quote più superficiali), l'eterogeneità del substrato e la complessità dell'habitat (ghiaia e sabbie grosse rispetto a sedimenti misti). Le comunità maggiormente strutturate risultano essere quelle alla profondità di 140 m, dove il substrato risulta dominato da sabbie medie, spesso mescolate con un mosaico di rocce e massi.

Bibliografia

CANTONE G., CASTELLI A., GAMBI M.C. (2000) - Benthic polychaetes off Terra Nova Bay and Ross Sea: species composition, biogeography, and ecological role. In: Faranda F.M., Guglielmo L., Ianora A. (eds), *Ross Sea ecology*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 551-561.

CATTANEO-VIETTI R., CHIANTORE M., GAMBI M.C., ALBERTELLI G., CORMACI M., DI GERONIMO I. (2000) - Spatial and vertical distribution of benthic littoral communities in Terra Nova Bay. In: Faranda F.M., Guglielmo L., Ianora A. (eds), *Ross Sea ecology*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 503-514.

GAMBI M.C., CASTELLI A., GUIZZARDI M. (1997) - Polychaete populations of the shallow soft bottoms off Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica): distribution, diversity and biomass. *Polar Biol.*, **17** (3): 199-210.

GAMBI M.C., LORENTI M., RUSSO G.F., SCIPIONE M.B. (1994) - Benthic associations of the shallow hard bottoms off Terra Nova Bay, Ross Sea: zonation, biomass and population structure. *Antarct. Sci.*, **6** (4): 449-462.

REHM P., THATJE S., ARNTZ W.E., BRANDT A., HEILMAYER O. (2006) - Distribution and composition of macrozoobenthic communities along a Victoria-Land Transect (Ross Sea, Antarctica). *Polar Biol.*, **29** (9): 782-790.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 314-317

F. Montesanto, M. Salonna[1], F. Viard[2], E. Trainito[3], C. Gissi[1], F. Mastrototaro

Department of Biology and CoNISMa LRU, University of Bari A. Moro, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italy.
federica.montesanto@uniba.it
[1]Department of Biosciences, Biotechnologies and Biopharmaceutics, University of Bari, Italy.
[2]Sorbonne Universitée, Station Biologique, Roscoff, France.
[3]Villaggio I Fari, Loiri Porto San Paolo (OT), Italy.

ANOTHER *CIONA*-CASE (TUNICATA, ASCIDIACEA)

UN ALTRO CASO CIONA *(TUNICATA, ASCIDIACEA)*

Abstract *- Several specimens of an ascidian belonging to the genus* Ciona *were collected along the North-eastern Sardinia (Olbia, Italy). A detailed morphological analysis is provided together with molecular characterization (three mitochondrial genes: a region between cox2 and cytb, another comprising cox3 and nad1, and cox1, the latter recognized as a reliable DNA barcode in chordates). Based on these, the specimens could not be assigned to any described species of this genus.*

Key-words: *ascidian, Mediterranean Sea,* Ciona*, mitochondrial genes, DNA barcode.*

Introduction - The genus *Ciona* Fleming, 1822 is a model chordate in various fields of biology, due to several anatomical features such as its large size, the transparency of the tunic, for detection to stimulations reactions. Nevertheless, the species belonging to this genus represented a complex taxonomic "case": for long time several of them were synonymized with the type species *Ciona intestinalis* (Linnaeus, 1767) (Berril, 1950), but recent molecular studies have shown that *C. intestinalis sensu lato* constitutes a complex of four cryptic species, named from A to D (Brunetti *et al*., 2015; Pennati *et al*., 2015). In addition, morphological and molecular studies proved that *C. intestinalis* type A is *Ciona robusta* Hoshino & Tokioka, 1967, while *C. intestinalis* type B corresponds to *C. intestinali*s, clearly distinguished for morphology, genetics and global distribution (Brunetti *et al*., 2015 and reference therein; Bouchemousse *et al*., 2016). Thus, the current knowledge indicates that *C. robusta* and *C. intestinalis* are clearly distinguishable by the morphological features, genetics and distribution. On the other hand, *Ciona* spC and spD still lack morphological diagnostic characters and can be identified only through molecular analyses to date (Nydam and Harrison, 2007, 2010; Zhan *et al*., 2010; Brunetti *et al*., 2015). Moreover, an interesting case is represented by the two species *Ciona roulei* Lahille, 1890 and *C. intestinalis* that cannot be distinguished on a molecular basis, and the two taxa hybridize with high rate of success in both directions, displaying survival and growth rates similar to those found in the respective intra-species crosses (Malfant *et al*., 2018 and reference therein). This study presents new evidence, describing several individuals of a non-identified *Ciona* along the North-eastern coasts of Sardinia. Our investigations could not assign these individuals to any of the already described species of this genus. We provide a morphological description of this species, *Ciona* sp., together with molecular phylogenetic reconstructions based on three mitochondrial genes.

Materials and methods - Individuals of *Ciona* sp. were collected from shadowy crevices of the rocks, by SCUBA diving near Olbia (Sardinia, Italy), at 3-5 m depth in July 2014. The sampling area was mainly characterized by calcareous algae, large solitary ascidian belonging to the genera *Phallusia* and *Pyura*, and small colonial ascidians like *Symplegma brakenhielmi* (Michaelsen, 1904) (Mastrototaro *et al*., 2019). Specimens were narcotized with menthol and preserved in 5% formalin or ethanol 99% for morphological and molecular analyses, respectively. Molecular characterization was based on the amplification and sequencing of a fragment of

the mitochondrial (mt) *cox1* gene and of a mitochondrial region containing the overlapped *cox2* and *cytb* genes, here examined for the first time for reconstructing the phylogeny of the genus *Ciona*. The last fragment amplified comprises a region among the three genes *cox3* (cytochrome oxidase subunit 3), trnK (tRNA-Lys) and nad1 (NADH dehydrogenase subunit 1), and two non-coding spacers. This fragment was originally identified and used by Iannelli *et al*. (2007) as a mt region able to distinguish *C. intestinalis* (formerly known as *C. intestinalis* type B) from *C. robusta* (formerly known as *C. intestinalis* type A), and then it was demonstrated to be able to distinguish also spC and spD (Zhan *et al*., 2010). The same sequences were also obtained from 4 specimens of *Ciona edwardsi* Roule, 1884 and 4 of *C. roulei* collected in the western Mediterranean Sea. Species delimitation analyses (such as the ABGD method) and molecular phylogenetic reconstructions (Maximum Likelihood and Bayesian inference) of the *Ciona* genus were carried out taking also into account all other *Ciona* sequences available in the NCBI nucleotide non-redundant database.

Results - The specimens showed several morphological features in common with the other Mediterranean shallow-water species belonging to the genus *Ciona*. As summarized in Tab. 1, the specimens had a smooth tunic surface without tubercle; six longitudinal muscles bands instead of four as in *C. roulei*; a flat branchial sac, instead of the accordion-shaped of *C. intestinalis* and *C. robusta*; transversal vessels of about equal sizes, as in *C. edwardsi* and *C. roulei* (Brunetti and Mastrototaro, 2017). The branchial sac of *Ciona* sp. specimens was crossed by numerous stigmata with a long ventrally-notched papilla at each intersection between parastigmatic transverse bars and longitudinal bars. The dorsal lamina had several languets and, at its end, the endostylar appendix is placed. Furthermore, the ovary was positioned in the inner part of the gut loop containing numerous oocytes of about 100-150 µm in diameter.

Tab. 1 - Comparison of *C. edwardsi*, *C. intestinalis*, *C. robusta*, *C. roulei* and *Ciona* sp.
Confronto tra C. edwardsi, C. intestinalis, C. robusta, C. roulei *e* Ciona *sp.*

	C. edwardsi	*C. intestinalis**	*C. robusta***	*C. roulei*	*Ciona* sp.
Test surface	smooth	smooth	with tubercles	smooth	**smooth**
n. of oral lobes	8-10	8	8	n.d.	8
n. of atrial lobes	8	6	6	n.d.	**6**
Muscle bands (per side)	5-6	5-6	5-6	4	**6**
Branchial wall	flat	plicated	plicated	n.d.	**flat**
Transversal vessels	~ equal size	different size	different size	~ equal size	**~ equal size**
Spermiduct papillae	yellowish, 15-30	white, 5-20	red, 5-20	white, 5-10	**white, 4-8**
Oocyte diameter	200 µm	100 µm	100 µm	100 µm	100 µm

* according to Brunetti *et al*. (2015) formerly *C. intestinalis* type B/*corrispondente alla specie* C. intestinalis *tipo B secondo Brunetti* et al*., 2015.*

** according to Brunetti *et al*. (2015) formerly *C. intestinalis* type A/*corrispondente alla specie* C. intestinalis *tipo A secondo Brunetti* et al*., 2015.*

The gonoducts projected beyond the lobed anus with the spermiduct characterized by four to eight white narrow papillae at its distal end. Molecular species delimitation analyses and phylogenetic reconstructions based on all three mt regions confirmed that our *Ciona* sp. does not belong to *C. edwardsi* and *C. roulei*, as well as to the other cryptic species originally included in the *C. intestinalis* complex. Interestingly, *Ciona* sp. is identified as the sister group of *C. edwardsi* with high statistical support in all three phylogenetic reconstructions inferred from the analysed mt fragments.

Conclusions - Among the genus *Ciona*, further ten species are known to date: *Ciona antarctica* Hartmeyer, 1911, *Ciona gelatinosa* Bonnevie, 1896, *Ciona fascicularis* Hancock, 1870, *Ciona hoshinoi* Monniot, 1991, *Ciona imperfecta* Monniot and Monniot, 1977, *Ciona longissima* Hartmeyer, 1899, *Ciona mollis* Ritter, 1907, *Ciona pomponiae* Monniot and Monniot, 1989, *Ciona savignyi* Herdman, 1882 *sensu* Roule, 1884 and *Ciona sheikoi* Sananmyan, 1998. *C. antarctica* was collected only in Antarctic waters from 300 to 500 m of depth (Monniot *et al*., 2011). This species is characterized by a peculiar organ on each side of the posterior part of the body, made of thick lobed lamellae of unknown function and by the gonoducts ending before the anus (Monniot, 1998). Also *C. gelatinosa* is characterized by the gonoducts ending before the anus, as well as by a large muscular post-abdominal extension of the body wall, no endostyle appendage (Sanamyan and Sanamyan, 2007). *C. fascicularis* had peculiar cylindrical rhizoids at its base (Hancock, 1870; Monniot, 1963). *C. hoshinoi* was described from only two specimens from New Caledonia and Palau respectively (Monniot, 1991; Monniot and Monniot, 2001), both with small round papillae between parastigmatic transverse bars and longitudinal bars, smaller papillae associated to the parastigmatic vessels, a smooth stomach, and with the anus placed at the level of the gonoducts end (Monniot, 1991). C. *imperfecta* is an abyssal species recorded at 4000 m depth, with no endostylar appendix and a branchial sac consisting of only 4 rows of stigmata and 5-6 longitudinal vessels (Brunetti and Mastrototaro, 2017). *C. longissima* has a peculiar long stalk at the base of its body and has been recorded only within Arctic waters deeper than 1000 m. *C. mollis* was collected from 2000 m to 4400 m of depth, showing a peculiar musculature. Moreover, *C. mollis* has a bilobed anus ending near the gonoducts aperture with the spermiduct characterized by only one papilla, no endostylar appendix and no transverse body muscles. *C. pomponiae* was originally described on one specimen collected between 300 and 800 m of depth off the Galapagos Islands (Monniot and Monniot, 1989), and subsequently it was recorded in the North-eastern Pacific (Sanamyan and Sanamyan, 2007) and as *Ciona gefesti* Sanamyan, 1998 from the Bering Sea (Sanamyan, 1998) (synonymized by Sanamyan and Sanamyan in 2007 with *C. pomponiae*). *C. pomponiae* has only four longitudinal muscles bands, and a stomach with folds not well defined and not clearly distinct from the intestine (Sanamyan and Sanamyan, 2007). Finally, *C. sheikoi* is characterized by a smooth stomach, no endostylar appendix, and anus placed near the gonoducts openings. Each of the above-described species has peculiarities preventing their possible mis-identification with *Ciona* sp. Morphological analyses revealed that *Ciona* sp., found along the North-eastern Sardinia coast, showed intermediate characters between Mediterranean species belonging to the genus. In addition, molecular analyses confirmed that it could not be assigned to any already molecular-characterized species within the *Ciona* genus, with *C. edwardsi* resulted as its sister-group. The examination of a largest number of *Ciona* sp. specimens is needed for further verifying the intra-species variability of the morphological traits here investigated, as well as for searching character(s) unique of this species, if any. Our findings add further complexity to the taxonomy of the *Ciona* genus underlying the importance of integrative taxonomy approaches.

References

BERRILL N.J. (1950) - The Tunicata with an account of the British species. *Ray Society*, **133**: 354 pp.

BOUCHEMOUSSE S., LIAUTARD-HAAG C., BIERNE N., VIARD F. (2016) - Distinguishing contemporary hybridization from past introgression with postgenomic ancestry-informative SNPs in strongly differentiated *Ciona* species. *Mol. Ecol.*, **25** (21): 5527-5542.

BRUNETTI R., GISSI C., PENNATI R., CAICCI F., GASPARINI F., MANNI L. (2015) - Morphological evidence that the molecularly determined *Ciona intestinalis* type A and type B are different species: *Ciona robusta* and *Ciona intestinalis*. *J. Zool. Syst. Evol. Res.*, **53** (3): 186-193.

BRUNETTI R., MASTROTOTARO F. (2017) - *Fauna d'Italia. Vol. 51. Ascidiacea of the European waters.* Edagricole - New Business Media: 472 pp.

HANCOCK A. (1870) - On the larval state of *Molgula*; with descriptions of several new species of simple ascidians. *Ann. Mag. Nat. Hist., Ser. 4*, **6**: 353-368.

HARANT H., VERNIÈRES P. (1933) - *Faune de France. Vol. 27. Tuniciers. Fascicule 1: Ascidies.* Lechevalier P., Paris: 99 pp.

IANNELLI F., PESOLE G., SORDINO P., GISSI C. (2007) - Mitogenomics reveals two cryptic species in *Ciona intestinalis*. *Trends Genet.*, **23** (9): 419-422.

ICZN (1999) - *International Code of Zoological Nomenclature. 4th Edition.* The International Trust for Zoological Nomenclature, The Natural History Museum, London.

MALFANT M., DARRAS S., VIARD F. (2018) - Coupling molecular data and experimental crosses sheds light about species delineation: a case study with the genus *Ciona*. *Sci. Rep.*, **8** (1): 1480.

MASTROTOTARO F., MONTESANTO F., SALONNA M., GRIECO F., TRAINITO E., CHIMIENTI G., GISSI C. (2019) - Hitch-hikers of the sea: concurrent morphological and molecular identification of *Symplegma brakenhielmi* (Tunicata: Ascidiacea) in the western Mediterranean Sea. *Mediterr. Mar. Sci.,* **20** (1): 197-207.

MONNIOT C. (1963) - Presence a Bergen de *Ciona fascicularis* Hancock, 1870. *Sarsia*, **11** (1): 5-9.

MONNIOT C. (1991) - Ascidies de Nouvelle-Calédonie. 8. Phlébobraches (suite). *Bull. Mus. Natl. Hist. Nat. Paris, Sér. 4*, **12**: 491-515.

MONNIOT C. (1998) - Abyssal ascidians collected from the proximity of hydrothermal vents in the Pacific Ocean. *Bull. Mar. Sci.*, **63** (3): 541-558.

MONNIOT F., DETTAI A., ELEAUME M., CRUAUD C., AMEZIANE N. (2011) - Antarctic ascidians (Tunicata) of the French-Australian survey CEAMARC in Terre Adélie. *Zootaxa*, **2817** (1): 1-54.

MONNIOT C., MONNIOT F. (1989) - Ascidians collected around the Galapagos islands using the *Johnson-Sea-Link* research submersible. *Proc. Biol. Soc. Wash.*, **102** (1): 14-32.

MONNIOT F., MONNIOT C. (2001) - Ascidians from the tropical western Pacific. *Zoosystema*, **23** (2): 201-383.

NYDAM M.L., HARRISON R.G. (2007) - Genealogical relationships within and among shallow-water *Ciona* species (Ascidiacea). *Mar. Biol.*, **151** (5): 1839-1847.

NYDAM M.L., HARRISON R.G. (2010) - Polymorphism and divergence within the ascidian genus *Ciona*. *Mol. Phylogenet. Evol.*, **56** (2): 718-726.

PENNATI R., FICETOLA G.F., BRUNETTI R., CAICCI F., GASPARINI F., GRIGGIO F., SATO A., STACH T., KAUL-STREHLOW S., GISSI C., MANNI L. (2015) - Morphological differences between larvae of the *Ciona intestinalis* species complex: hints for a valid taxonomic definition of distinct species. *PLoS ONE*, **10** (5): e0122879.

SANAMYAN K. (1998) - Ascidians from the North-western Pacific Region. 5. Phlebobranchia. *Ophelia*, **49** (2): 97-116.

SANAMYAN K., SANAMYAN N. (2007) - Poorly known Ascidiacea collected in the vicinity of the Commander Islands and East Kamchatka, NW Pacific. *Zootaxa*, **1579** (1): 55-68.

ZHAN A., MACISAAC H.J., CRISTESCU M.E. (2010) - Invasion genetics of the *Ciona intestinalis* species complex: from regional endemism to global homogeneity. *Mol. Ecol.*, **19** (21): 4678-4694.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 318-319

C. Munari, M. Mistri

Dipartimento di Scienze Chimiche e Farmaceutiche, Università di Ferrara,
Via Fossato di Mortara, 17 - 44121 Ferrara, Italy.
msm@unife.it

A NEW RECORD OF *CALLINECTES SAPIDUS* RATHBUN, 1896 ALONG THE EMILIA-ROMAGNA COAST

UN NUOVO RITROVAMENTO DI CALLINECTES SAPIDUS *RATHBUN, 1896 LUNGO LE COSTE DELL'EMILIA-ROMAGNA*

Abstract - *A new record of* Callinectes sapidus *Rathburn, 1896 (Decapoda, Portunidae) is reported from the northern Adriatic coast (Emilia-Romagna region). Data on collection site and discussion regarding the present distribution of the American blue crab in the Adriatic region are provided.*

Key-words: *biological invasions, non-indigenous species, Decapoda, Emilia-Romagna coast.*

Introduction - The blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Brachyura: Portunidae) is a coastal and estuarine species, native from the western Atlantic Ocean, from Nova Scotia to Argentina. It is euryhaline and eurythermal, and is characterized by a high fecundity and aggressive behaviour. In the Mediterranean it was first recorded in Grado Lagoon (Gulf of Trieste, northern Adriatic) in 1949. It is listed among the "worst invasive" species in the Mediterranean and Black Sea, as the species impacts on both biodiversity and economy. Transport in ballast water is considered the most probable vector for its spreading, and its distribution range has progressively extended throughout the Mediterranean Sea, from the Balearic to the Levantine Sea (Mancinelli *et al*., 2017a). Tracing its spreading is fundamental to forecast potential adverse effects on local ecosystems.

Materials and methods - A survey was carried out on November 2018 on the sandy shoreline of Lido di Pomposa (44°43'00"N; 12°14'29"E), a touristic resort, after local fishermen had reported a mass mortality event of shallow-water fauna. During the survey, 2 female specimens of *Callinectes sapidus* were collected and brought to the laboratory, where they were measured for carapace length (CL) and width (CW) to the nearest mm, and deposited in our laboratory collection.

Results - The *Callinectes sapidus* specimens were 66 and 57 mm CL, and 154 and 129 mm CW respectively. According to the Harding's (2003) classification, blue crabs can be divided into three size groups: small, CW<80 mm; medium, CW 80-120 mm; and large, CW>120 mm, and both our specimens fitted the latter. Considering the width of the carapace, the two specimens were between 1 and 2 years old (CW 100-170 mm), according to Hines *et al.* (1990). Blue crabs are known to migrate from estuaries to coastal waters at different stages of their life cycle. Mating occurs in brackish water, then females migrate to the more salty coastal waters to lay their eggs and then remain there, while males remain in lower salinity areas. In the South-eastern Adriatic, ovigerous females are reported to occur from September to early October (Milori *et al*., 2017). Our two female specimens could have recently laid their eggs, since they did not carry external egg masses.

Conclusions - To our knowledge, this is one of the very first findings of (likely) post-spawning females of *C. sapidus* in Adriatic coastal waters, since the species has so far been mainly reported from southern European lagoons and river mouths

(Mancinelli *et al*., 2017a). In southern Adriatic transitional waters, the crab is often present with well established populations (Carrozzo *et al*., 2014), from Croatia to Albania on the eastern side of the basin, and from Apulia to Abruzzi on its western side. Conversely, in the northern Adriatic, reports have been more sporadic (Froglia, 2017). In its native area, *C. sapidus* preferentially feeds on infaunal clams, like *Mercenaria mercenaria* (Micheli, 1995). Northern Adriatic coastal habitats host one of the most flourishing bivalve fishery of the world, and the possible spread of a voracious predator like *C. sapidus* raises concern. Recent studies using stable isotopes evidenced size- and site-related variability in the trophic position of *C. sapidus*, suggesting that blue crabs can impact benthic communities at multiple trophic levels (Mancinelli *et al*., 2017b). The present record of two adult females in the coastal waters of the Lido di Pomposa, however, does not allow any reliable comments to be made regarding the viability of *C. sapidus* population in this area. In any event, the establishment of *C. sapidus* in the Po Delta and neighboring coastal waters would impact the structure and composition of the native benthic community, as well as the shellfish farming industry and the artisanal fishery. On the other hand, *C. sapidus* is itself a valuable fishery resource, already acknowledged both in its native area, as well as in other introduced areas, such as the Aegean and Levantine Seas (Kevrekidis, 2018). Therefore, if the amount of Adriatic blue crabs increases dramatically in the near future, the development of a fishing industry based on the exploitation of the species would represent a possible mitigation strategy.

References

CARROZZO L., POTENZA L., CARLINO P., COSTANTINI M.L., ROSSI L., MANCINELLI G. (2014) - Seasonal abundance and trophic position of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in a Mediterranean coastal habitat. *Rend. Lincei*, **25** (2): 201-208.

FROGLIA C. (2017) - Cambiamenti recenti nella comunità dei crostacei decapodi dell'Adriatico. In: Marini M., Bombace G., Iacobone G. (eds), *Il Mare Adriatico e le sue risorse*. Carlo Saladino Editore, Palermo: 149-162.

HARDING J.M. (2003) - Predation by blue crabs, *Callinectes sapidus*, on rapa whelks, *Rapana venosa*: possible natural controls for an invasive species? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., **297** (2): 161-177.

HINES A.H., HADDON A.M., WIECHERT L.A. (1990) - Guild structure and foraging impact of blue crabs and epibenthic fish in a subestuary of Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., **67**: 105-126.

KEVREKIDIS K. (2018) - Fishery characteristics and landings of blue crab *Callinectes sapidus* in Thermaikos Gulf, northern Aegean Sea. 12th Panhellenic Symposium of Oceanography & Fisheries. Corfu (Greece), 30 May - 3 June 2018. Book of Abstracts: 208.

MANCINELLI G., ALUJEVIĆ K., GUERRA M., RAHO D., ZOTTI M., VIZZINI S. (2017b) - Trophic flexibility of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* in invaded coastal systems of the Apulia region (SE Italy): a stable isotope analysis. *Estuar. Coast. Shelf Sci*., **198**: 421-431.

MANCINELLI G., CHAINHO P., CILENTI L., FALCO S., KAPIRIS K., KATSELIS G., RIBEIRO F. (2017a) - The Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* in southern European coastal waters: distribution, impact and prospective invasion management strategies. *Mar. Pollut. Bull*., **119** (1): 5-11.

MICHELI F. (1995) - Behavioural plasticity in prey-size selectivity of the blue crab *Callinectes sapidus* feeding on bivalve prey. *J. Anim. Ecol*., **64** (1): 63-74.

MILORI E., QORRI L., IBRAHIMI E., BEQIRAJ S. (2017) - Data on the distribution, population structure and establishment of the invasive blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda, Brachyura, Portunidae) in the Lagoon of Viluni (South-East Adriatic Sea, Albania). *Albanian J. Agric. Sci. (Spec. ed.)*: 485-492.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 320-321

G. Piazza, F. Buzzi, S. Caronni, S. Citterio, I. Provera, G. Chimienti*

Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Terra, Università di Milano Bicocca,
Piazza della Scienza, 1 - 20126 Milano, Italia.
g.piazza15@campus.unimib.it
*Dip. Biologia e CoNISMa ULR, Università di Bari, Italia.

PRIME OSSERVAZIONI SUL *BLOOM* MUCILLAGINOSO DELL'ESTATE 2018 SUI FONDALI A CORALLIGENO DELLE ISOLE TREMITI

FIRST OBERVATIONS ON THE MUCILAGINOUS BLOOM OF SUMMER 2018 ON CORALLIGENOUS BEDS AT THE TREMITI ISLANDS

Abstract - *In the summer of 2018 the coralligenous habitat of the Tremiti Islands Marine Protected Area (Adriatic Sea) was interested by a massive microalgal bloom with production of abundant mucilage. In this study a first identification of the responsible microalgae as well as a preliminary evaluation of their effects are provided.*

Key-words: *microphytobenthos, HABs, diatoms, marine parks, Adriatic Sea.*

Introduzione - Le fioriture di microalghe sono sempre più frequenti in ambiente costiero e sono associate al *global warming* e/o al verificarsi di fenomeni naturali o antropici che causano un marcato aumento di nutrienti disciolti (Moore *et al*., 2008). In caso di fioritura, il numero di cellule microalgali aumenta rapidamente di diversi ordini di grandezza e può verificarsi una iperproduzione di mucillagine o di sostanze tossiche con gravi danni ambientali ed economici (Zingone e Enevoldsen, 2000). Nell'estate del 2018, estese porzioni del coralligeno dell'Area Marina Protetta (AMP) Isole Tremiti sono state interessate da una massiccia fioritura microalgale, con produzione di abbondante mucillagine che ha ricoperto e danneggiato i popolamenti bentonici della zona e, in particolare, le ricche popolazioni della gorgonia *Paramuricea clavata* (Risso, 1826), specie di notevole importanza ecologica e paesaggistica (Chimienti *et al*., 2017). Obiettivo di questo studio è stato individuare le specie microalgali responsabili del *bloom* ed effettuare una prima valutazione dei suoi effetti sulla comunità del coralligeno, con particolare riguardo alle colonie di *P. clavata*.

Materiali e metodi - Nel luglio del 2018, sono stati prelevati manualmente in immersione subacquea 3 campioni di materiale mucillaginoso (50 ml) che ricopriva 3 differenti colonie di *P. clavata* a Sud-Est dell'Isola di San Domino (AMP Isole Tremiti, Mar Adriatico), a circa 40 m di profondità. I campioni sono stati fissati con una soluzione di Lugol e acqua di mare (Abbate *et al*., 2007) ed analizzati in laboratorio. L'identificazione tassonomica (a livello di genere e ove possibile di specie) e la stima della densità microalgale delle specie più abbondanti (cellule ml^{-1}) sono state effettuate al microscopio a rovesciamento secondo il metodo Utermöhl (Abbate *et al*., 2007). Per la determinazione della specie sono state considerate diverse chiavi di riconoscimento e le descrizioni fornite da Avancini *et al.* (2006). Transetti d'indagine visiva in immersione subacquea sono stati effettuati a 30, 40 e 50 m di profondità su un habitat a coralligeno caratterizzato da una ricca *facies* a *P. clavata*, al fine di valutare l'estensione del *bloom* presso l'area di studio.

Risultati - Nei campioni di mucillagine sono state registrate densità estremamente elevate di alcune specie di Bacillariophyceae appartenenti all'ordine delle Pennales. Tra queste, le microalghe più abbondanti sono risultate quelle appartenenti al genere

Licmophora, con una densità pari a circa $0,8*10^4$ cellule ml^{-1}, seguite da *Cylindrotheca closterium* (Ehrenberg) Reimann & J.C. Lewin, la cui densità è stata stimata a $0,35*10^4$ cellule ml^{-1}. Inoltre, sono state individuate altre specie di Bacillariophyceae appartenenti ai generi *Navicula*, *Pseudo-nitzschia*, *Nitzschia* e *Pleurosigma*, la cui abbondanza non superava le 10^3 cellule ml^{-1}. I transetti d'indagine visiva hanno evidenziato che le colonie di *P. clavata* a 30 e 40 m di profondità risultavano fortemente impattate dalla presenza e dalla persistenza della mucillagine, che ricopriva le colonie stesse tanto da renderne difficile il conteggio; da una stima preliminare, delle 300 colonie osservate circa l'80% risultava essere impattato. Al contrario, i popolamenti di *P. clavata* a 50 m di profondità sono risultati vitali e non interessati dal fenomeno.

Conclusioni - I dati raccolti forniscono interessanti informazioni sulle specie microalgali che hanno causato l'evento mucillaginoso che la scorsa estate ha interessato i fondali dell'AMP Isole Tremiti. In particolare, le densità cellulari particolarmente elevate di *C. closterium* e di microalghe appartenenti al genere *Licmophora* suggeriscono che sia stata una fioritura multispecifica delle succitate Bacillariophyceae a causare l'iper-produzione di mucillagine, come già osservato nel corso di altre fioriture nel bacino dell'Adriatico (Viličić *et al*., 2002; Najdek *et al*., 2005). Gli effetti di tali fioriture risultano estremamente deleteri sui popolamenti bentonici entro i 40 m di profondità, provocando preoccupanti fenomeni di mortalità di massa, soprattutto su organismi strutturanti caratterizzati da una forte tridimensionalità e da un *habitus* arborescente. Tale evento di mortalità rappresenta una minaccia sia ecologica sia economica, poiché interessa una delle zone di più elevato pregio naturalistico ed estetico del panorama sottomarino dell'AMP (Chimienti *et al*., 2017), nonché uno degli habitat a maggiore biodiversità.

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.

AVANCINI M., CICERO A.M., DI GIROLAMO I., INNAMORATI M., MAGALETTI E., SERTORIO ZUNINI T. (EDS) (2006) - *Guida al riconoscimento del plancton dei mari italiani. Vol. I - Fitoplancton.* Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare - ICRAM, Roma: 503 pp.

CHIMIENTI G., STITHOU M., DALLE MURA I., MASTROTOTARO F., D'ONGHIA G., TURSI A., IZZI C., FRASCHETTI S. (2017) - An explorative assessment of the importance of Mediterranean coralligenous habitat to local economy: the case of recreational diving. *J. Environ. Account. Manage.*, **5** (4): 315-325.

MOORE S.K., TRAINER V.L., MANTUA N.J., PARKER M.S., LAWS E.A., BACKER L.C., FLEMING L.E. (2008) - Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health. *Environ. Health*, **7** (Suppl. 2): S4.

NAJDEK M., BLAŽINA M., DJAKOVAC T., KRAUS R. (2005) - The role of the diatom *Cylindrotheca closterium* in a mucilage event in the northern Adriatic Sea: coupling with high salinity water intrusions. *J. Plankton Res.*, **27** (9): 851-862.

VILIČIĆ D., MARASOVIĆ I., MIOKOVIĆ D. (2002) - Checklist of phytoplankton in the eastern Adriatic Sea. *Acta Bot. Croat.*, **61** (1): 57-91.

ZINGONE A., ENEVOLDSEN H.O. (2000) - The diversity of harmful algal blooms: a challenge for science and management. *Ocean Coast. Manage.*, **43** (8-9): 725-748.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 322-323

M. Ruocco, L. Marín-Guirao, L. Entrambasaguas, G. Procaccini

Stazione Zoologica Anton Dohrn, Villa Comunale - 80121 Napoli, Italy.
miriam.ruocco@szn.it

MOLECULAR RESPONSE OF THE SHOOT-APICAL MERISTEM TO LOW-LIGHT INTENSITY IN *POSIDONIA OCEANICA*: A NEW EARLY WARNING INDICATOR?

RISPOSTA MOLECOLARE DEL MERISTEMA APICALE DI POSIDONIA OCEANICA *ALLA BASSA INTENSITÀ LUMINOSA: UN NUOVO INDICATORE PRECOCE DI STRESS?*

Abstract *- Whole transcriptome analysis of the seagrass* Posidonia oceanica *(L.) Delile, 1813 was performed under control and acute low-light conditions (LL). The study explored the molecular response of the shoot-apical meristem (SAM) in comparison with leaf tissue, which is classically used in this kind of studies. Photo-physiological and morphological responses were also determined. Gene-expression analysis revealed a substantial higher number of differentially expressed genes in SAMs rather than leaves. A large portion of them was associated to photosynthesis, carbon assimilation and carbohydrate biosynthesis, in accordance with physiological modifications of LL plants to optimize light capture and use. Overall, the over-expression of transcripts related to stress mechanisms and light perception/signalling was observed, in correspondence with a down-regulation of functions related to cell proliferation and organ/tissue development, which correlated with the arrested growth of LL plants.*

Key-words: *RNA-Seq,* Posidonia oceanica*, shoot-apical meristem, molecular indicators, low-light intensity.*

Introduction - Plants grow and continuously generate new organs and tissues after embryogenesis, which helps them to deal with environmental changes. This flexibility is possible thanks to the activity of specialized structures called meristems that contain pools of stem cells (Fulcher and Sablowski, 2009). The shoot-apical meristem (SAM) is responsible for generating all aboveground tissues and organs. As a fundamental plant structure ensuring organogenesis throughout the plant life, the SAM is particularly sensitive to environmental hazards that can cause oxidative stress and consequently DNA damage and mutations (Fulcher and Sablowski, 2009). Somatic mutations within this stem cell pool can enter the germline, thus affecting reproductive fitness. Plants evolved special mechanisms to protect these cell niches from DNA damage, including cell-cycle arrest, DNA repair and cell-death programs (Fulcher and Sablowski, 2009). In this context, we explored the molecular response of SAMs *vs* leaves in the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile exposed to acute low-light conditions. This research was motivated by the current search for early warning indicators of stress in seagrasses, with the goal of detecting stress before plants "pass the point of no return" (Macreadie *et al*., 2014). In fact, it is increasingly recognized that "classical" morphological and physiological monitoring methods do not always provide a sufficient timeframe for successful remedial actions to take place (Macreadie *et al*., 2014).

Materials and methods - Twenty-four *P. oceanica* fragments were collected from a shallow-water meadow (~8 m depth) around the island of Ischia and transplanted in a mesocosm facility at Stazione Zoologica Anton Dohrn (Naples). Each aquarium was equipped with two LED lamps allowing the simulation of underwater light spectra from 0 to 30 m depth, light diel fluctuation and light intensities up to 800 μmol photons m^{-2} s^{-1}. After 10 days of acclimation (max. noon irradiance: 200 μmol

photons m^{-2} s^{-1}), plants were exposed to 40 µmol photons m^{-2} s^{-1} (80% light reduction) for 40 days. Photosynthetic parameters and pigment content were determined after 15 (T1) and 30 days (T2) of exposure, whereas plant morphology, fitness-related traits (*e.g.* leaf growth rate) and mortality were assessed at T1, T2 and at the end of the experiment (T3). Photosynthetic measurements were performed with a diving-PAM fluorometer, while leaf growth rate was determined using the Zieman method (Zieman, 1974). Transcriptome analysis (via Illumina RNA-Seq) was exclusively performed at T1 on leaves and rhizome tips (containing the SAM) since the aim of the study was to identify early signals of stress, anticipating morphological changes and mortality events.

Results - LL had no effects on dark-adapted photosynthetic parameters, whereas it strongly affected some RLC-derived parameters. A large reduction (about 30-40%; ANOVA $p<0.05$) in photochemical efficiency (ΔF/Fm') and electron transport rate (r-ETR) was observed. Although no differences in pigment content were recorded, saturating irradiance (Ik) was reduced (ANOVA $p<0.01$) and leaf absorptance increased. At morphological level, an overall reduction in shoot size (tot. leaf surface; cm^2 $shoot^{-1}$) was especially evident at T2 and T3 (ANOVA $p<0.05$). LL exposed plants also showed a reduction in leaf growth rate (up to 78%; cm^2 $shoot^{-1}$ day^{-1}) at all sampling time points (ANOVA $p<0.01$). The reduction of photosynthetic capacity reflected the down-expression of many transcripts encoding for photosynthetic components and enzymes involved in chlorophyll biosynthesis and carbon assimilation pathways that was especially evident in SAMs more than leaves. LL also strongly affected processes related to plant organ/tissue formation and cell proliferation.

Conclusions - This study revealed that the molecular response of *P. oceanica* exposed to acute LL starts primarily at the level of meristems, which are the most sensitive plant parts, with the lowest tolerance threshold (Fulcher and Sablowski, 2009). Photo-physiological and morphological results were consistent with previous observations in *P. oceanica* submitted to light limitation (Dattolo *et al*., 2017). The transcriptomic response of SAMs was much more complex and likely anticipatory in respect to leaves, as demonstrated by the substantial higher number of differentially expressed genes and enriched biological processes (*e.g.* photosynthesis, cell growth/proliferation). In this view, the role of leaves as organs for analysing molecular stress responses should be reconsidered since the meristems could represent primary early stress indicators in seagrasses.

References

DATTOLO E., MARÍN-GUIRAO L., RUIZ J.M., PROCACCINI G. (2017) - Long-term acclimation to reciprocal light conditions suggests depth-related selection in the marine foundation species *Posidonia oceanica*. *Ecol. Evol.*, **7** (4): 1148-1164.

FULCHER N., SABLOWSKI R. (2009) - Hypersensitivity to DNA damage in plant stem cell niches. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **106** (49): 20984-20988.

MACREADIE P.I., SCHLIEP M.T., RASHEED M.A., CHARTRAND K.M., RALPH P.J. (2014) - Molecular indicators of chronic seagrass stress: a new era in the management of seagrass ecosystems? *Ecol. Indic.*, **38**: 279-281.

ZIEMAN J.C. (1974) - Methods for the study of the growth and production of turtle grass, *Thalassia testudinum* König. *Aquaculture*, **4**: 139-143.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 324-325

C. Siddiolo, R. Chemello

Dipartimento di Scienze della Terra e del Mare (Di.S.Te.M.), Università di Palermo,
Via Archirafi, 20-22 - 90123 Palermo, Italy.
chiara.siddiolo@gmail.com

CORAL REEFS ANALYSIS IN THAILAND USING THE CORAL CONDITION INDEX (CCI)

ANALISI DELLE SCOGLIERE CORALLINE IN TAILANDIA UTILIZZANDO L'INDICE DI STATO DEI CORALLI (CCI)

Abstract - *Coral reefs around the Tarutao National Marine Park's islands in the Andaman Sea and between the islands of Koh Samui and Koh Tao (Ang Thong National marine Park) were analysed by using the Coral Condition Index. The results highlight how both of the areas show a high percentage of healthy coral reefs, despite the widespread level of pollution and human pressures related to tourism.*

Key-words: *coral reef, bleaching, human impact, Tarutao National Marine Park, Thailand.*

Introduction - Coral reefs are threatened by human activities worldwide, not only through global warming and ocean acidification but also pollution, tourism and fishing at a local scale (Munday, 2004). In the Tarutao National Marine Park and between Koh Samui and Koh Tao islands, tourism and coastal pollution are the main causes of the reef's loss (Wattayakorn, 2006), but in some areas bleaching is also widespread. The tsunami wave in 2004 affected the Gulf of Thailand and its coral reefs, particularly around Koh Tao. The Tarutao National Marine Park has 51 islands on a surface of 1490 km². Local rangers patrol some of the islands, but some others host thousands of tourists every year with an increase of pollution and damages for the reefs. The application of the Coral Condition Index (CCI) previously applied on the coral reefs in Indonesia (Ferrigno *et al*., 2016) and Maldives (Lasagna *et al*., 2014) allowed us to provide a preliminary assessment of the coral reefs health in Thailand.

Materials and methods - Underwater photos on the shallow coral reefs have been taken in April 2017 in 5 sites around the islands of Tarutao (National Marine Park), and in 2 sites around Koh Samui and Koh Tao at several depths (Tab. 1).

Tab. 1 - Description of sites and samplings of the reef flat.
Descrizione dei siti e dei campioni di scogliera corallina.

Date	Location	Site	Latitude	Longitude	Depth (m)	Habitat
05/04/2017	Tarutao	Koh Adang	06°30'37.89"	99°18'44.80"	3-4	Reef flat
10/04/2017	Tarutao	Koh Adang	06°30'54.20"	99°19'7.82"	3-4	Reef flat
07/04/2017	Tarutao	Koh Lugoi	06°31'13.99"	99°11'11.92"	5	Reef flat
09/04/2017	Tarutao	Koh Bulu	06°30'23.64"	99°10'48.73"	5	Reef flat
08/04/2017	Tarutao	Koh Usen	06°29'3.46"	99°18'46.61"	2	Reef flat
16/04/2017	Ang Thong	Koh Samui	09°40'23.67"	99°41'31.06"	6-8	Reef flat
22/04/2017	Ang Thong	Koh Tao	10°3'53.94"	99°50'6.61"	4-8	Reef flat

The pictures were taken using the same focal length at the same distance from the seabed to obtain similar reef's sections. In each photo, coral colonies were counted and classified using the Coral Condition Index (CCI), computed according to Ferrigno *et al.* (2016). The CCI identifies seven categories for coral damage evaluation, ranking from 0 to 6: recently dead colonies (RDC=0), bleached coral colonies (BC=1), diseased coral colonies (DIC=2), smothered coral colonies (SILC=3), upturned coral colonies (UPC=4), broken coral colonies (BCC=5), healthy coral colonies (HCC=6). An evaluation of the number of coral colonies per category allowed inferring the health rate per area.

Results - In Tarutao National Marine Park, on a total number of 953 coral colonies, 707 were classified as HCC (74.2%), 56 as BC (5.9%), 61 as UPC (6.4%), 7 as BCC (0.7%), 40 as RDC (4.2%) and 82 are classified as DIC (8.6%). The resulting CCI is 0.83. In the Ang Thong National Marine Park (Koh Samui and Koh Tao), human activities are intense and fishing is not under any control despite the Marine Park. On a total number of 919 coral colonies, 658 are classified as HCC (71.6%), 179 as BC (19.5%), 30 as RDC (3.3%) and 52 are classified as DIC (5.7%). The Coral Condition Index has a value of 0.77.

Conclusions - The CCI allowed a first assessment of the ecological status of Thailand's coral reefs, providing information about the effect of human activities on these coral systems. Both of the areas show a high percentage (>70%) of healthy coral reefs, despite the widespread level of pollution and human activities related to tourism. Reefs in the Gulf of Thailand seem to be more affected by bleaching than in Tarutao National Marine Park with a high number of bleached colonies, despite diseased corals are higher in Tarutao than in Ang Thong National Marine Park. Monitoring human activities contextually to the coral reefs state is the basic step to keep healthy the coral system worldwide.

References

FERRIGNO F., BIANCHI C.N., LASAGNA R., MORRI C., RUSSO G.F., SANDULLI R. (2016) - Corals in high diversity reefs resist human impact. *Ecol. Indic.*, **70**: 106-113.

LASAGNA R., GNONE G., TARUFFI M., MORRI C., BIANCHI C.N., PARRAVICINI V., LAVORANO S. (2014) - A new synthetic index to evaluate reef coral condition. *Ecol. Indic.*, **40**: 1-9.

MUNDAY P.L. (2004) - Habitat loss, resource specialization, and extinction on coral reefs. *Glob. Change Biol.*, **10** (10): 1642-1647.

WATTAYAKORN G. (2006) - Environmental issues in the Gulf of Thailand. Chapter 16. In: Wolanski E. (ed), *The environment in Asia Pacific harbours.* Springer, Netherlands: 249-259.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 326-327

M.A. Todaro[1], M. Dal Zotto[1,2], C. Rebecchi[1]

[1]Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Modena e Reggio Emilia,
Via G. Campi, 213/D - 41125 Modena, Italia.
antonio.todaro@unimore.it
[2]CIBM, V.le N. Sauro, 4 - 54128 Livorno, Italia.

PRESENZA DEL RARO *MACCABEUS TENTACULATUS* POR, 1973 (PRIAPULIDA) NEL MAR LIGURE

PRESENCE OF THE RARE MACCABEUS TENTACULATUS *POR, 1973 (PRIAPULIDA) IN THE LIGURIAN SEA*

Abstract - *An adult female specimen, an exuvia and several larvae of Priapulida identified as* Maccabeus tentaculatus *were found off Livorno (Ligurian Sea). Specimens were collected at about 100 m water depth and show morphological traits that match the original description. The finding widens the geographic range of the species, which previously was known only from the eastern Mediterranean and the Adriatic Sea. The actual population appears viable but scarce. These rare animals assume particular relevance in phylogenetic analyses aimed at shedding light on the in-group relationships of the Priapulida.*

Key-words: *biodiversity, meiobenthos, Scalidophora, Priapulida,* Maccabeus.

Introduzione - I Priapulida sono un phylum di vermi marini comprendente 22 specie viventi. Recenti ricostruzioni filogenetiche, basate sull'analisi di *markers* genetici e morfologici, portano ad includere i Priapulida nell'ambito degli Ecdysozoa costituendo il clade degli Scalidophora, insieme a Kinorhyncha e Loricifera. La sistematica del phylum vede la suddivisione delle 22 specie viventi in 4 ordini, 4 famiglie e 8 generi (Neuhaus, 2019). Attualmente, l'interesse degli specialisti verso questi animali è principalmente rivolto a chiarire le relazioni filogenetiche all'interno del phylum. Tale interesse si scontra però con la difficoltà nel reperire alcuni taxa ritenuti cruciali, ma rari. Nel corso di indagini volte a caratterizzare la meiofauna presente nei sedimenti al largo di Livorno, sono stati rinvenuti un esemplare adulto, una esuvia e alcune larve del raro priapulide *Maccabeus tentaculatus* Por, 1973 di cui non si avevano più notizie da oltre quarant'anni.

Materiali e metodi - I priapulidi sono stati rinvenuti in carote di sedimento (2,75 cm di diametro per 3 cm di altezza) ottenute sottocampionando il materiale raccolto a circa 100 m di profondità con una benna Van Veen. I campioni sono stati fissati *in situ* con formalina al 10% neutralizzata con borax. L'estrazione è avvenuta per centrifugazione in gradiente di Ludox e il *sorting* è stato condotto al microscopio binoculare. I priapulidi sono stati separati dal resto della meiofauna e successivamente studiati con un microscopio Nikon Eclipse 90i dotato di contrasto interferenziale. Durante le osservazioni gli esemplari sono stati fotografati con una fotocamera digitale Nikon DS-5M e misurati grazie al software Nikon ACT-2U v. 1.4.

Risultati - L'individuo adulto rinvenuto, una femmina di 2,9 mm di lunghezza, presenta il rivestimento cuticolare translucido attraverso cui è possibile notare gli organi interni. La regione anteriore è caratterizzata dall'introverto, che risulta ben estroflesso e raggiunge un diametro di 0,48 mm; esso mostra all'apice la corona di scalidi circumorali modificati a formare i 25 tentacoli doppi, tipici della specie. Si tratta di elementi ben sviluppati e di aspetto allungato che si originano due a due da una comune piastra cuticolare quadrata. La parte prossimale di ogni tentacolo appare più spessa e dotata di processi spinosi disposti in modo alternato; la parte distale,

la più lunga, è flagelliforme ed è provvista di lunghe e sottili setole. All'estremità posteriore vi è il cono anale, anch'esso ben protruso e con l'apice arrotondato. Risulta separato dal resto del corpo (tronco) da una corona di elementi cuticolari spinosi e contiene al suo interno anche parte dell'ovario. Il tronco è lungo circa 1,2 mm e di sezione variabile (0,38-0,42 mm), forse un artefatto della fissazione. Per trasparenza si notano chiaramente in senso antero-posteriore il faringe, lo stomaco ghiandolare, l'intestino rettilineo e, nella regione più posteriore, l'ovario ricco di ovociti in maturazione. Altri elementi, quali i muscoli retrattori, i denti faringei e le spine gastriche risultano di difficile identificazione nell'esemplare volutamente non sottoposto a compressione. I denti faringei di tipo cuspidato e le spine gastriche a forma di scimitarra sono però molto ben visibili nell'esuvia, in cui il faringe appare completamente estroflesso. La tipologia delle formazioni cuticolari faringee concorre, insieme alla taglia dell'esemplare, alla morfologia dell'introverto e dei tentacoli, ad identificare gli esemplari come *Maccabeus tentaculatus.* Di più difficile affiliazione sono le larve rinvenute poiché, a questo stadio, le larve dei priapulidi presentano caratteristiche morfologiche molto simili. Tuttavia, il rinvenimento insieme all'adulto e alla esuvia portano facilmente a ipotizzare che si tratti di stadi larvali di *M. tentaculatus*, ipotesi rafforzata dall'assenza di altre specie rinvenute nell'area investigata.

Conclusioni - *Maccabeus tentaculatus* è una specie endemica del Mar Mediterraneo; descritta originariamente per le acque di Cipro (Por, 1972) ed è stata rinvenuta quasi contemporaneamente anche nel Mare Adriatico (Salvini-Plawen, 1974). Da allora la specie non è stata mai più segnalata. Il rinvenimento nel litorale livornese aumenta l'areale della specie; la presenza dell'esuvia e delle larve indica che la popolazione è vitale, anche se gli sporadici avvistamenti ne testimoniano la relativa rarità. Alla fine degli anni '70 del secolo scorso, una seconda specie dello stesso genere, *M. cirratus*, è stata descritta da sedimenti raccolti a 2500 m di profondità nelle acque dell'Oceano Indiano (Malakhov, 1979); anche in questo caso alla segnalazione iniziale non sono seguiti altri rinvenimenti. Il genere *Maccabeus* è il solo rappresentante del monotipico ordine Seticoronaria Salvini-Plawen, 1974. Da ciò si evince l'importanza di questi animali in un contesto sistematico e filogenetico. La disponibilità di nuovo materiale, possibilmente di esemplari idonei a condurre ricostruzioni filogenetiche su base molecolare, consentirebbe di gettare luce sull'intricata, ma affascinante storia evolutiva dei Priapulida i cui reperti fossili più antichi risalgono al Cambriano inferiore (Shao *et al*., 2016).

Bibliografia

MALAKHOV V.V. (1979) - A new representative of sedentary priapulids: *Chaetostephanus cirratus* sp. n. *Zool. Zhurnal*, **58** (9): 1410-1412.

NEUHAUS B. (2019) - World List of Priapulida. Priapulida. Accessed through: World Register of Marine Species at: http://marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=101063 on 2019-02-11.

POR F.D. (1972) - Priapulida from deep bottoms near Cyprus. *Israel J. Zool*., **21** (3-4): 525-528.

SALVINI-PLAWEN L. (1974) - Zur Morphologie und Systematik der Priapulida: *Chaetostephanus praeposteriens*, der Vertreter einer neuen Ordnung Seticoronaria. *Z. Zool. Syst. Evolut. forsch*., **12**: 31-54.

SHAO T.-Q, LIU Y.H., WANG Q., ZHANG H.-Q., TANG H.-H., LI Y. (2016) - New material of the oldest known scalidophoran animal *Eopriapulites sphinx*. *Palaeoworld*, **25** (1): 1-11.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 328-329

F. Zanetti, R. Simonini, D. Prevedelli, S. Righi

Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Modena e Reggio Emilia,
Via Campi, 213/D - 41125 Modena, Italia.
213460@studenti.unimore.it

FUNZIONE OFFENSIVA DELLE CHETE DORSALI DI *HERMODICE CARUNCULATA* (ANNELIDA) NELL'INTERAZIONE CON ATTINIE

OFFENSIVE FUNCTION OF DORSAL CHAETAE IN HERMODICE CARUNCULATA *(ANNELIDA) AGAINST ACTINIANS*

Abstract - *The importance of the stinging dorsal chaetae of the fireworm* Hermodice carunculata *was assessed in relation with actinian predation. The tentacle reactions and the feeding responses of two Mediterranean Sea anemones were analysed after the contact with different body parts of* H. carunculata. *Only the dorsal parapodia bearing chaetae caused tentacle retraction and paralysis, demonstrating their powerful offensive action against soft-bodied preys.*

Key-words: Anemonia viridis, Aiptasia diaphana, *predation, behavioural responses, Mediterranean Sea.*

Introduzione - Il polichete *Hermodice carunculata* (Pallas, 1776) è chiamato comunemente "verme di fuoco" per la presenza di chete dorsali calcaree urticanti (notochete) con funzione difensiva verso i predatori (Kicklighter e Hay, 2006). *H. carunculata* si nutre di un'ampia varietà di invertebrati marini, quali cnidari, echinodermi, nudibranchi e ascidie (Simonini *et al*., 2018). In particolare, le notochete sembrano respingere i tentacoli degli anemoni di mare durante gli attacchi, permettendo al verme di fuoco di raggiungere il tronco, estroflettere la massa boccale e consumarlo (Simonini *et al*., 2016, 2018). Nel presente studio le capacità offensive delle notochete sono state valutate tramite test comportamentali in laboratorio, in cui sono state osservate le reazioni degli anemoni mediterranei *Aiptasia diaphana* (Rapp, 1829) e *Anemonia viridis* (Forsskål, 1775) al contatto con diverse parti del corpo di *H. carunculata*. Dato che un contatto "positivo" tra tentacolo e un'offerta commestibile priva di capacità deterrenti ne media l'ingestione (Thorington e Hessinger, 1996), ci si attendeva: 1) l'ingestione di tutte le parti del corpo somministrate tranne quelle contenenti notochete, di cui si ipotizzava il rifiuto, con il ritiro dei tentacoli; 2) il consumo completo di tutte le parti ingerite perché palatabili e prive di capacità deterrenti.

Materiali e metodi - Le modalità di raccolta e mantenimento in laboratorio degli animali sono descritte in Simonini *et al*. (2016, 2018). Gli esemplari di *A. diaphana* e *A. viridis* avevano dischi orali con dimensioni comprese tra 1-3 cm e 5-10 cm, rispettivamente. Inizialmente la reattività degli anemoni è stata saggiata offrendo un cibo di controllo (offerta di *Artemia* essiccata). Individui di *H. carunculata* sono stati dissezionati previa anestesia in $MgCl_2$ 7% per ottenere le offerte: neuropodi e notopodi con chete (NEPC e NOPC), notopodi privi di chete (NOP) e frammenti di dorso (D). Le offerte venivano avvicinate ai tentacoli in modo che il contatto mimasse il più possibile le interazioni predatore-preda che si verificano in natura. Le porzioni di verme potevano essere ingerite (I) o rifiutate (il tentacolo tocca la parte del corpo ma si ritira immediatamente senza avvicinarsi più [R]) indicando assenza o presenza di capacità deterrenti delle offerte testate, rispettivamente. Nei casi di ingestione, dopo circa due

ore è stata valutata la palatabilità delle offerte, identificando tre tipologie di risposte: consumo completo (CC), parziale (una parte era rigettata [CP]) o rigetto completo (R) (Simonini *et al*., 2016). Il test esatto di Fisher è stato applicato per confrontare le frequenze di consumo delle singole somministrazioni rispetto al controllo (100% risposte "I" e "CC").

Risultati - Sia in *A. diaphana* (n=17) che in *A. viridis* (n=31) le offerte D, NEPC e NOP erano immediatamente catturate dai tentacoli e ingerite (100% risposte "I"; p=1,00). Al contrario, le offerte NOPC sono state sempre rifiutate (100% risposte "R"; p<0,001). In *A. viridis* le notochete si conficcavano nei tentacoli, che si ritraevano immediatamente. L'anemone rallentava i movimenti e contraeva tutto il corpo, riparando i tentacoli trafitti sotto altri non urticati. Raramente gli individui tentavano di afferrare di nuovo il notopodio. In *A. viridis* tutte le offerte D e NOP ingerite erano consumate completamente (100% risposte "CC"), mentre quasi un quarto delle offerte NEPC erano consumate parzialmente o rigettate (77,4% risposte "CC"; p<0,01). In *A. diaphana*, dopo l'ingestione, le offerte NOP erano sempre consumate completamente (100% risposte "CC"; p=1,00), mentre le NEPC erano sempre consumate parzialmente o rigettate (risposte "CP" e "RR"; 82,4% e 17,6%, rispettivamente; p<0,001); il 66% delle offerte D è stato consumato completamente (p<0,01).

Conclusioni - I risultati degli esperimenti sono stati coerenti con le aspettative. Le offerte contenenti le chete dorsali si sono rivelate le uniche in grado di respingere i tentacoli in entrambi gli anemoni. Di norma le altre offerte erano consumate completamente, ad eccezione di un consumo parziale dei neuropodi con neurochete. Questo comportamento, osservato anche in esperimenti di palatabilità condotti con il teleosteo generalista *Chromis viridis* (Cuvier, 1830) potrebbe essere attribuibile allo scarso valore nutrizionale delle neurochete (Simonini *et al*., 2016). Il rigetto dei frammenti di dorso osservato in *A. diaphana* potrebbe invece essere un artefatto dovuto alle dimensioni della somministrazione rispetto alle piccole dimensioni dell'anemone. I risultati di questo esperimento supportano l'ipotesi che le notochete dei vermi di fuoco possano svolgere un'importante funzione offensiva durante la predazione su cnidari (Simonini *et al*., 2018), grazie alla capacità di neutralizzare i tentacoli respingendoli e paralizzandoli. Quest'ultima risposta, osservata chiaramente in *A. viridis*, conferma come la deterrenza non sia dovuta solo alle caratteristiche strutturali delle notochete, in grado di conficcarsi e penetrare i tessuti, ma anche a tossine contenute al loro interno.

Bibliografia

KICKLIGHTER C.E., HAY M.E. (2006) - Integrating prey defensive traits: contrasts of marine worms from temperate and tropical habitats. *Ecol. Monogr*., **76** (2): 195-215.

SIMONINI R., FAI S., RIGHI S., PREVEDELLI D. (2016) - Palatabilità di diverse parti del corpo di *Hermodice carunculata* (Pallas, 1766) (Annelida: Amphinomidae). *Biol. Mar. Mediterr*., **23** (1): 247-248.

SIMONINI R., MALETTI I., RIGHI S., FAI S., PREVEDELLI D. (2018) - Laboratory observations on predator-prey interactions between the bearded fireworm (*Hermodice carunculata*) and Mediterranean benthic invertebrates. *Mar. Freshw. Behav. Phy*., **51** (3): 145-158.

THORINGTON G.U., HESSINGER D.A. (1996) - Efferent mechanisms of discharging cnidae: I. Measurements of intrinsic adherence of cnidae discharged from tentacles of the sea anemone, *Aiptasia pallida*. *Biol. Bull.*, **190** (1): 125-138.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 330-331

P. Bernat, A. Molinari, S. Roccatagliata, S. Costa

OLPA - Osservatorio Ligure Pesca e Ambiente, Via Malta, 2/8 - 16121 Genova, Italia.
paolobernat@icloud.com

GUARDIANI DELLA COSTA: UN PROGETTO DI *CITIZEN SCIENCE* PER L'AVVISTAMENTO DI SPECIE ALIENE LUNGO LE COSTE ITALIANE

GUARDIANI DELLA COSTA: A NATIONAL CITIZEN SCIENCE SURVEY TO DETECT NON-INDIGENOUS SPECIES ALONG THE ITALIAN SEASHORE

Abstract *- The nation-wide citizen science project "Guardiani della Costa" has been developed by Costa Crociere Foundation to make the school population aware of biodiversity, climate change, and marine litter along the Italian seashore. The project involved 156 high schools and 5,700 students, which were trained through a specially created web platform. A smartphone free app "Guardiani della Costa" was developed to collect the results of the surveys. The scientific team of OLPA (Osservatorio Ligure Pesca e Ambiente) received more than 50,000 reports through the app and selected the proper data. Here, the attention is focused on the detection of the alien species. The observations made by the students confirm the presence of the NIS in the Mediterranean Sea, highlighting the importance to educate the citizen about one of the most significant threats to biodiversity.*

Key-words: *Mediterranean Sea, NIS, biological invasions, climate change, environmental awareness.*

Introduzione - La *citizen science* o *community science* prevede il coinvolgimento di cittadini su base essenzialmente volontaria per il monitoraggio di dati ambientali (Conrad e Hilchey, 2011). Alcuni tra i vantaggi principali sono l'abbattimento dei costi del monitoraggio, spesso elevati, a carico dei volontari, la copertura di aree geografiche molto estese e la durata delle attività lungo un ampio arco temporale (Levrel *et al*., 2010). In Italia, a livello nazionale, Costa Crociere Foundation - in partenariato con OLPA (Osservatorio Ligure Pesca e Ambiente), Scuola di Robotica e TLC web solutions - ha avviato e promosso il progetto di *citizen science* "Guardiani della Costa" durante l'anno scolastico 2017/2018 (con un secondo ciclo di attività già avviato nel nuovo a.s. 2018/2019). I 5.700 studenti delle 156 scuole secondarie di secondo grado partecipanti hanno "adottato" un tratto di costa della penisola italiana studiandone la biodiversità, gli effetti dei cambiamenti climatici, l'uso del mare e delle coste e i rifiuti marini. Tramite un percorso formativo online (www.guardianidellacosta.it), comprendente webcast e video tutorial, oltre a dispense e riferimenti online per l'approfondimento delle tematiche trattate, è stata fornita a docenti e studenti una preparazione adeguata al riconoscimento degli organismi marini e alla corretta attuazione delle metodiche di monitoraggio. Utilizzando l'applicazione per smartphone "Guardiani della Costa" appositamente sviluppata, gli studenti hanno raccolto e inviato oltre 50.000 segnalazioni, che sono state esaminate e validate dal team scientifico di Osservatorio Ligure Pesca e Ambiente. Tra le segnalazioni più interessanti, si annoverano quelle riguardanti gli effetti dei cambiamenti climatici e in particolare l'avvistamento di specie marine aliene (NIS), una delle principali minacce alla biodiversità e al funzionamento degli ecosistemi naturali (Katsanevakis *et al*., 2014).

Materiali e metodi - Le uscite di campo previste per la comprensione dei cambiamenti climatici e dei loro effetti comprendevano il rilevamento di dati meteo-marini, la misurazione della profondità di spiaggia sui litorali adottati e la segnalazione di specie aliene. Per il monitoraggio delle specie aliene sono state

fatte sia rilevazioni *in situ* sui litorali, tramite la suddivisione dei tratti di spiaggia monitorati in transetti, che osservazioni delle specie ittiche aliene catturate durante le attività di pesca e conferite ai punti di sbarco della pesca locale.

Risultati - Le segnalazioni di specie aliene sono state in totale 16, registrate soprattutto in Sicilia e in Puglia, ed hanno riguardato diverse specie marine aliene tra cui le alghe *Asparagopsis armata* e *Caulerpa taxifolia* (Musco *et al*., 2015), i crostacei decapodi *Callinectes sapidus* e *Ocypode cursor*, il bivalve *Brachidontes pharaonis* e il gasteropode *Lottia* sp. (Lottiidae, Scuderi e Eernisse, 2016) oltre alla specie *Rapana venosa* segnalata sulle coste dell'Emilia-Romagna. Tra le segnalazioni di spiaggiamenti interessanti relativi a specie di ingressione atlantica, si può ricordare quella relativa a *Aplysia dactylomela,* in Sardegna. Da menzionare ancora le osservazioni ai punti di sbarco del pescato o sui banchi dei mercati ittici e delle pescherie che hanno consentito la segnalazione delle specie termofile *Sphyraena viridensis* e *Sparisoma cretense*.

Conclusioni - L'utilizzo di un'app per smartphone per il riconoscimento e la segnalazione di specie aliene, dedicata peraltro a studenti delle scuole superiori e non a specialisti, comporta inevitabilmente una semplificazione, ma non necessariamente un'approssimazione che si è cercato di prevenire mediante la formazione online e la predisposizione di videotutorial per la corretta conduzione delle uscite di campo. Tuttavia, pur considerando le limitazioni legate a considerazioni "indirette" sulla presenza di NIS lungo i nostri litorali (raccolta di esemplari legata ad attività di pesca o legata a spiaggiamenti e a ritrovamenti casuali), le segnalazioni del progetto Guardiani della Costa confermano la presenza ormai diffusa di specie aliene nei nostri mari e consentono di sottolineare l'importanza del ruolo degli studenti delle scuole italiane in progetti ed attività di *citizen science*, sia per l'acquisizione di nuove informazioni sulla distribuzione delle NIS, sia per far conoscere la criticità di questo fenomeno che minaccia la biodiversità del Mediterraneo.

Bibliografia

CONRAD C.C., HILCHEY K.G. (2011) - A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities. *Environ. Monit. Assess.*, **176** (1-4): 273-291.

KATSANEVAKIS S., COLL M., PIRODDI C., STEENBEEK J., BEN RAIS LASRAM F., ZENETOS A., CARDOSO A.C. (2014) - Invading the Mediterranean Sea: biodiversity patterns shaped by human activities. *Front. Mar. Sci.*, **1**: 32.

LEVREL H., FONTAINE B., HENRY P.-Y., JIGUET F., JULLIARD R., KERBIRIOU C., COUVET D. (2010) - Balancing state and volunteer investment in biodiversity monitoring for the implementation of CBD indicators: a French example. *Ecol. Econ.*, **69**: 1580-1586.

MUSCO L., ANDALORO F., D'ANNA G., GIANGRANDE A., LO BRUTTO S., MIKAC B., MIRTO S., PIPITONE C., SCUDERI D., VEGA FERNÁNDEZ T., BADALAMENTI F. (2015) - Impatto di *Caulerpa taxifolia* var. *distichophilla* su macro- e meiofauna associate a *Posidonia oceanica*. *Biol. Mar. Mediterr.*, **22** (1): 136-137.

SCUDERI D., EERNISSE D.J. (2016) - A new alien limpet for the Mediterranean: *Lottia* sp. (Patellogastropoda Lottiidae). *Biodivers. J.*, **7** (2): 287-293.

Il presente lavoro è stato svolto grazie al contributo di Costa Crociere Foundation.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 332-333

C. Fagorzi, A. Ciofini, G. Bacci, A. Mengoni, A. Ugolini

Dipartimento di Biologia, Università di Firenze,
Via Madonna del Piano, 6 - 50019 Sesto Fiorentino (FI), Italia.
alberto.ugolini@unifi.it

IMPATTO PORTUALE SU AREE MARINE PROTETTE: ANALISI SUL MICROBIOTA DEI SEDIMENTI ANTISTANTI IL PORTO DI LIVORNO

PORT IMPACT ON MARINE PROTECTED AREAS: ANALYSIS OF THE MICROBIOTA OF SEDIMENTS IN PROXIMITY OF LIVORNO PORT

Abstract - *Here we report very preliminary analyses on the sediment microbiota along a transect from Livorno harbour to the Marine Protected Area (MPA) of Meloria aiming to evaluate the impact of human activities on the MPA. 16S rRNA gene amplicon sequencing technique has been used and results highlighted a sharp difference in the taxonomic composition of the microbiota of MPA from those of the other sites.*

Key-words: *sediments, microbiota, Marine Protected Area, pollution.*

Introduzione - Le attività antropiche impattano sugli ecosistemi marini su scala globale. Nonostante la loro importanza come elementi chiave dei processi ecosistemici, i microrganismi sono stati ancora poco studiati in relazione all'impatto delle attività umane (Nathani *et al*., 2019). Questo studio, inserito all'interno del progetto transfrontaliero Interreg IMPACT, si prefigge di fornire dati sull'impatto dell'inquinamento di attività portuali rispetto ad aree marine protette limitrofe attraverso l'analisi del microbiota dei sedimenti marini. La zona oggetto di studio, quale modello ideale, è il porto di Livorno e la limitrofa Area Marina Protetta (AMP) della Meloria.

Materiali e metodi - Sono stati analizzati campioni di sedimento raccolti in 5 siti durante le estati 2017 e 2018, per un totale di 30 campioni (3 repliche per sito per due anni). I siti sono: 1) P1 interno al porto, 2) P2 all'uscita del porto, 3) Foce del canale Scolmatore, 4) AMP "Secche della Meloria", 5) punto intermedio tra il porto e l'AMP. Dai campioni è stato estratto il DNA e si è proceduto all'analisi metagenomica del microbioma batterico attraverso il sequenziamento massivo su piattaforma MiSeq Illumina del gene codificante il 16S rRNA (Abdelrhman *et al*., 2017). Le sequenze ottenute sono state opportunamente rielaborate attraverso un protocollo bioinformatico standard (Bacci *et al*., 2015) e identificate a livello tassonomico mediante confronto con il database GreenGenes.

Risultati - I risultati hanno evidenziato una differenziazione tassonomica netta del microbiota dell'AMP rispetto a quello osservato nei campioni presi in corrispondenza del porto e della foce del canale Scolmatore (Fig. 1). A livello tassonomico è presente una prevalenza di taxa appartenenti ai gruppi dei Gammaproteobacteria e dei Flavobacteria. In particolare, mentre i Gammaproteobacteria sono risultati presenti in tutti i campioni con una abbondanza relativa del 15% circa, i Flavobacteria hanno evidenziato una maggiore abbondanza nei sedimenti portuali (14% circa) rispetto ai sedimenti dell'AMP (3% circa).

Conclusioni - I dati ottenuti permettono di trarre una prima conclusione sull'influenza del porto di Livorno sulle aree circostanti. In particolare, si può al momento ipotizzare un basso impatto, a livello microbiologico, di un potenziale flusso

di microorganismi dall'area portuale verso l'AMP della Meloria. Saranno tuttavia necessarie ulteriori indagini, prendendo in esame il microbioma totale (inclusi quindi i geni funzionali microbici e non solo la presenza dei taxa) per poter definire in modo più dettagliato la presenza di flussi di geni (es. antibiotico resistenze, geni per degradazione idrocarburi, ecc.) dall'area del porto di Livorno all'AMP.

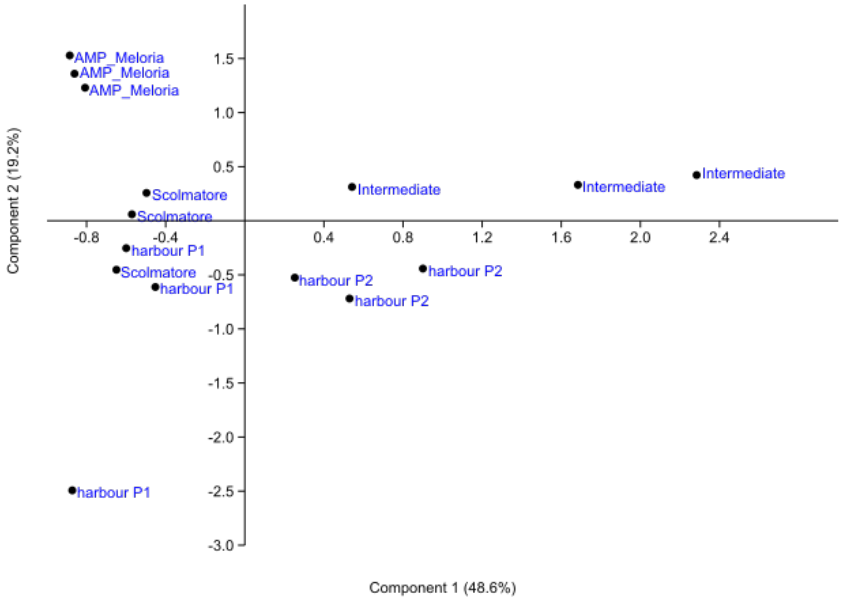


Fig. 1 - Analisi delle Componenti Principali sui dati di composizione tassonomica del microbiota dei sedimenti.
Principal Components Analysis of the taxonomic composition of sediment microbiota.

Bibliografia

ABDELRHMAN K.F.A., BACCI G., MARRAS B., NISTRI A., SCHINTU M., UGOLINI A., MENGONI A. (2017) - Exploring the bacterial gut microbiota of supralittoral talitrid amphipods. *Res. Microbiol.*, **168** (1): 74-84.

BACCI G., BANI A., BAZZICALUPO M., CECCHERINI M.T., GALARDINI M., NANNIPIERI P., PIETRAMELLARA G., MENGONI A. (2015) - Evaluation of the performances of Ribosomal Database Project (RDP) classifier for taxonomic assignment of 16S rRNA metabarcoding sequences generated from Illumina-Solexa NGS. *J. Genomics*, **3**: 36-39.

NATHANI N.M., MOOTAPALLY C., DAVE B.P. (2019) - Antibiotic resistance genes allied to the pelagic sediment microbiome in the Gulf of Khambhat and Arabian Sea. *Sci. Total Environ.*, **653**: 446-454.

Questo lavoro è stato supportato da un finanziamento concesso da C.I.B.M. nell'ambito del progetto IMPACT.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 334-335

T. Galvan, A. Vendramini, L. Cruciani, R. Lazzarini

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

STRUMENTI INNOVATIVI NELLA GESTIONE DELLA PICCOLA PESCA ARTIGIANALE COSTIERA NEL COMPARTIMENTO MARITTIMO DI VENEZIA

INNOVATIVE TOOLS IN THE MANAGEMENT OF SMALL ARTISANAL FISHING IN THE MARITIME DISTRICT OF VENICE

Abstract - *After the Reg. (CE) 1967/2006 a lot of fishermen changed their activities, increasing their attention to set gillnets. The fast develop of this artisanal jobs has happened without a management plan. To regulatory the situation an idea has been proposed of a management plan with an innovative tool to localized all set gillnets along the venetian coastline.*

Key-words: *set gillnets, management plan, smart tools.*

Introduzione - In Veneto la fascia costiera entro le 3 miglia nautiche è un ambiente dinamico, oggetto di interventi di carattere infrastrutturale (ripascimenti spiagge, barriere sommerse, ecc.) ed attualmente al centro di proposte per l'introduzione di aree ad elevata valenza ambientale (SIC, ZPS, AMP, ecc.). Relativamente alla pesca, con il Reg. (CE) 1967/2006, l'utilizzo di questo spazio marittimo è completamente cambiato, favorendo lo sviluppo della pesca con attrezzi da posta, quali nasse, grandi cogolli (reoni), nassini, tramagli (Lazzarini *et al*., 2014; Raicevich *et al*., 2015). Nel Compartimento Marittimo di Venezia la pesca con attrezzi da posta presenta lacune normative ed i dati di produzione sono molto carenti, al punto da ipotizzare che solamente il 20-30% del pescato passa attraverso i mercati ittici all'ingrosso come peraltro già testimoniato in altre zone italiane (IZS Abruzzo e Molise, 2009). Le indicazioni della Commissione Europea (Reg. UE n. 508/2014) sono di adottare un piano d'azione per lo sviluppo, la competitività e la sostenibilità della pesca costiera artigianale e di definire, disciplinare e differenziare la "piccola pesca" e la "piccola pesca artigianale" al fine di valorizzare le realtà territoriali nazionali e le tradizioni ad essa legate, nonché incentivare l'aggregazione tra gli operatori interessati, migliorandone gli standard economici (D.M. 7 dicembre 2016).

Materiali e metodi - Nel Compartimento Marittimo di Venezia è stata condotta un'analisi del settore della piccola pesca artigianale con attrezzi da posta, validando ed aggiornando le informazioni contenute nel *Fleet Register UE*; sono stati ricercati elementi tecnologici innovativi per geo-localizzare gli attrezzi da posta (nasse, nassini e tramagli), valutando a monte gli aspetti positivi e negativi al fine di testare sul campo quelli con buona probabilità di successo.

Risultati - Tra la foce del fiume Tagliamento e la bocca di porto di Chioggia sono presenti 232 imbarcazioni con licenza reti da posta, di cui 149 con LFT<12 m (Fleet Register UE, 2018) ed appartenenti alla piccola pesca artigianale costiera. L'indagine condotta ha permesso di attribuire a 120 imbarcazioni una o più attività praticate con 5 diversi attrezzi da posta (nasse, reoni, nassini per lumachine o canocchie e tramagli). Di queste è noto che il 76,7% opera con 2 o più attrezzi, per una multifunzionalità che consente nel complesso la pratica di 277 attività distinte (98 nasse, 108 tramagli, 24 reoni, 32 nassini per canocchie e 15 nassini per lumachine). L'innovazione è stata valutata

attraverso una pre-analisi sulla tecnologia disponibile per la geolocalizzazione degli attrezzi, ma applicabile in mare, in quanto per questo tipo di pesca l'identificazione del natante non apporta migliorie gestionali. L'operatività in mare ha consigliato di evitare l'utilizzo di apparecchiature con batterie o alimentatori elettrici, in quanto soggette a corrosione e fonte di inquinamento in caso di perdita. Tali vincoli hanno orientato la scelta verso il test di un TAG passivo che funziona con tecnologia NFC, leggibile da smartphone e connesso ad un server centrale di gestione dati. Il dispositivo, in materiale plastico e delle dimensioni di una moneta, è facilmente fissato alle bandierine di segnalazione e consente di geolocalizzare gli attrezzi da posta e di conoscere i dati utili (proprietario, nome e matricola imbarcazione, progressivo attrezzi, struttura gestionale di riferimento, ecc.). Per completare il quadro informativo/gestionale è stata predisposta anche una cartografia di base con la suddivisione della fascia costiera del Compartimento Marittimo di Venezia da Nord a Sud in 30 ambiti sulla base di limitazioni fisiche e morfologiche, quali foci fluviali, bocche di porto, e in 3 fasce dalla costa al mare aperto: da terra ad un miglio nautico, da uno a tre miglia nautiche e fino a 6 miglia nautiche.

Conclusioni - Per la prima volta è stato inquadrato in modo preciso un comparto della pesca marittima finora poco conosciuto e molto disaggregato dal punto di vista gestionale ed operativo (utilizzo di 5 diversi attrezzi con un'unica licenza, presenza del 20% di autonomi e normativa che necessita adeguamenti). Il censimento ha consentito di identificare con precisione i mestieri praticati, ma ha anche evidenziato che il settore, se stimolato, è propenso a far parte di un sistema gestionale condiviso per creare regole comuni a tutti ed utili ad acquisire un'identità definita di settore per partecipare ai tavoli decisionali, combattere il fenomeno dell'abusivismo ed evitare l'imposizione di regolamenti. L'introduzione di elementi innovativi, quali dispositivi di geolocalizzazione degli attrezzi a basso impatto ambientale, utilizzati sinergicamente ad un database geografico, costituisce un'importante base per iniziare una gestione controllata da una struttura di livello superiore, quale un Consorzio. In tale modo si può localizzare e quantificare lo sforzo di pesca e le produzioni; facilitare il controllo da parte degli organi preposti (Guardia Costiera, Forze dell'ordine, ecc.); programmare, a seguito di monitoraggi scientifici, una gestione ecosostenibile e possedere dati certi e validati scientificamente da mettere a disposizione per migliorare gli aspetti normativi e gestionali.

Bibliografia

IZS ABRUZZO E MOLISE (2009) - Valutazione dell'incidenza delle variazioni climatiche nelle acque costiere abruzzesi e studio sulla produttività di *Sepia officinalis* (Linneo, 1758). Relazione finale: 80 pp.

LAZZARINI R., GALVAN T., CRUCIANI L., VENDRAMINI A. (2014) - Dati preliminari sulla capacità di cattura di nasse per la pesca della seppia (*Sepia officinalis* L., 1758) lungo la fascia costiera veneta. *Biol. Mar. Mediterr.*, **21** (1): 279-280.

RAICEVICH S., BULLO M., SABATINI L., GIOVANARDI O. (2015) - Un futuro per la pesca in Alto Adriatico. Risultati e proposte del percorso partecipativo GAP2 tra ricercatori e pescatori di Chioggia. *Quaderni - Ricerca Marina*, **7**. ISPRA, Roma: 112 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 336-337

F. Maltagliati, M. Di Maggio, M. Barbieri, C. Englezou*, A. Castelli

Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Via Derna, 1 - 56126 Pisa, Italia.
ferruccio.maltagliati@unipi.it
*Freshwater Life Project, Kemp House, City Road, EC1V 2NX, London, UK.

GENETICA DELLA CONSERVAZIONE DI *APHANIUS FASCIATUS* (TELEOSTEI, APHANIIDAE) A CIPRO

CONSERVATION GENETICS OF APHANIUS FASCIATUS *(TELEOSTEI, APHANIIDAE) IN CYPRUS*

Abstract *- A total of 69 individuals of* Aphanius fasciatus*, from three brackish-water biotopes of Cyprus were analysed through sequencing of two regions (COI: 491 bp and CR: 311 bp) of the mitochondrial genome. Significant among-population genetic divergence was found and different levels of within-population genetic variability were consistent with the biotope environmental quality.*

Key-words: Aphanius fasciatus, *mitochondrial DNA, genetic diversity, conservation.*

Introduzione - A Cipro sono presenti numerose aree paludose caratterizzate da fenomeni di disseccamento ed allagamento periodici. Nonostante da lungo tempo si ritenga che *Aphanius fasciatus* (Valenciennes, 1821) sia presente nell'isola, le prime segnalazioni attendibili risalgono al 2000 (Zogaris *et al*., 2012). Ad oggi sono state censite tre popolazioni di *A. fasciatus* in altrettanti biotopi salmastri separati da lunghi tratti di costa (Englezou *et al*., 2018). Con il presente lavoro viene studiata la struttura genetica di *A. fasciatus* a Cipro, al fine di fornire indicazioni sullo stato di conservazione della specie nell'isola.

Materiali e metodi - In novembre 2017 sono stati campionati individui di *A. fasciatus* dai seguenti biotopi salmastri: Akrotiri (*N*=24), Glapsides (*N*=21) e Morphou (*N*=24). Il DNA genomico è stato estratto dal tessuto muscolare attraverso il protocollo *salting out* (Aljanabi e Martinez, 1997) leggermente modificato. Mediante primer specifici, sono state amplificate e sequenziate porzioni di due regioni mitocondriali: la regione di controllo (CR, 311 bp) e la subunità I della citocromo c ossidasi (COI, 491 bp). I parametri di diversità genetica sono stati calcolati tramite DnaSP v. 6.12.01 (Rozas *et al*., 2003), l'analisi della varianza molecolare (AMOVA) è stata eseguita con Arlequin v. 3.5 (Excoffier e Lischer, 2010).

Risultati - Sono stati rilevati otto aplotipi per la CR e cinque per la COI. Per entrambe le regioni gli aplotipi più comuni sono condivisi dalle tre località e la variabilità genetica delle popolazioni, stimata dalla diversità aplotipica, è più elevata ad Akrotiri, assume i valori più bassi a Morphou e valori intermedi a Glapsides (Tab. 1). L'analisi della varianza molecolare (AMOVA), eseguita sulle due regioni mitocondriali concatenate, ha evidenziato che una componente significativa della varianza, pari a circa un terzo, si riscontra "tra località" (Tab. 2).

Tab. 1 - Stime di variabilità genetica per le popolazioni di *A. fasciatus* di Cipro per le due regioni mitocondriali. *N*=numero individui; *Nh*=numero di aplotipi; *h*=diversità aplotipica (±deviazione standard).

Genetic variability estimates of the A. fasciatus *populations from Cyprus for the two mitochondrial regions. N=number of individuals; Nh=number of haplotypes; h=haplotypic diversity (±standard deviation).*

	COI			CR		
Località	***N***	***Nh***	***h***	***N***	***Nh***	***h***
Akrotiri	24	3	0,620±0,057	18	3	0,627±0,062
Glapsides	21	3	0,338±0,120	16	3	0,425±0,133
Morphou	24	2	0,083±0,075	19	3	0,205±0,119

Tab. 2 - Analisi della varianza molecolare effettuata sulle due regioni mitocondriali concatenate. I valori di probabilità sono stati ottenuti con un test di permutazione con 10000 repliche.
Analysis of molecular variance for the two concatenated mitochondrial regions. Probability values were obtained by a permutation test with 10000 replicates.

Sorgente di varianza	g.l.	Percentuale della varianza	Φ-statistica	*P*
tra località	2	31,7	0,324	<0,001
all'interno delle località	50	68,3		

Conclusioni - I risultati del presente lavoro hanno evidenziato la presenza di struttura genetica per *A. fasciatus* a Cipro. Le tre popolazioni risultano geneticamente differenziate, a indicare assenza di flusso genico. Per quanto riguarda la variabilità genetica presente all'interno delle popolazioni, risulta interessante il fatto che la popolazione della palude di Akrotiri, caratterizzata dal valore più alto di diversità aplotipica, sia l'unica tra le tre località considerate nel presente lavoro ad essere sottoposta a misure di protezione, in quanto Zona di Protezione Speciale. Il sito di Morphou, che include la popolazione di *A. fasciatus* con la variabilità genetica più bassa, è soggetto all'impatto di varie attività umane. Il rimanente sito di Glapsides, con la popolazione di *A. fasciatus* a media variabilità genetica, è incluso in una zona turistica a medio impatto. Appare evidente, quindi, una stretta relazione tra livello di impatto umano sull'ambiente e variabilità genetica nelle popolazioni cipriote di *A. fasciatus*. La distribuzione frammentata di *A. fasciatus* a Cipro e i valori di diversità genetica relativamente bassi portano a concludere che, nonostante lo stato di conservazione di questa specie a livello globale sia considerato buono, a livello dell'isola la specie sia soggetta a un certo grado di minaccia. Lo stato di conservazione di popolazioni isolate o marginali in *A. fasciatus* è spesso precario (Valdesalici *et al*., 2015) e dati molecolari possono contribuire alla sua valutazione, all'identificazione di processi microevolutivi in atto e alla progettazione e messa in opera di misure di conservazione come proposto da Maltagliati (2002).

Bibliografia

ALJANABI S.M., MARTINEZ I. (1997) - Universal and rapid salt-extraction of high quality genomic DNA for PCR-based techniques. *Nucleic Acids Res.*, **25** (22): 4692-4693.

ENGLEZOU C., GÜCEL S., ZOGARIS S. (2018) - A new record of *Aphanius fasciatus* (Valenciennes, 1821) on Cyprus; insights for conservation. *Cah. Biol. Mar.*, **59**: 379-384.

EXCOFFIER L., LISCHER H.E.L. (2010) - Arlequin suite ver. 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. *Mol. Ecol. Resour.*, **10** (3): 564-567.

MALTAGLIATI F. (2002) - Genetic monitoring of brackish-water populations: the Mediterranean toothcarp *Aphanius fasciatus* (Cyprinodontidae) as a model. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **235**: 257-262.

ROZAS J., SÁNCHEZ-DELBARRIO J.C., MESSEGUER X., ROZAS R. (2003) - DnaSP, DNA polymorphism analyses by the coalescent and other methods. *Bioinformatics*, **19** (18): 2496-2497.

VALDESALICI S., LANGENECK J., BARBIERI M., CASTELLI A., MALTAGLIATI F. (2015) - Distribution of natural populations of the killifish *Aphanius fasciatus* (Valenciennes, 1821) (Teleostei: Cyprinodontidae) in Italy: past and current status, and future trends. *Ital. J. Zool.*, **82** (2): 212-223.

ZOGARIS S., CHATZINIKOLAOU Y., KOUTSIKOS N., ECONOMOU A.N., OIKONOMOU E., MICHAELIDES G., HADJISTERIKOTIS E., BEAUMONT W.R.C., FERREIRA M.T. (2012) - Freshwater fish assemblages in Cyprus with emphasis on the effects of dams. *Acta Ichthyol. Piscat.*, **42** (3): 165-175.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 338-339

L. Pola, B. Calcinai, D. Pica, F. Torsani, C. Cerrano

Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente (DiSVA), Università Politecnica delle Marche, Via Brecce Bianche - 60131 Ancona, Italy.
l.pola@pm.univpm.it

EROSION ACTIVITY OF POLYCHAETES IN THE ADRIATIC SEA

ATTIVITÀ DI EROSIONE DI POLICHETI NEL MAR ADRIATICO

Abstract - *Bioerosion activity was investigated inside the Marina Dorica (Ancona, Central Adriatic Sea) using artificial rocky panels. The spionid* Polydora ciliata *(Johnston, 1838) was the only species involved in the erosion of these substrates. Erosion rate by polychaetes was estimated for the first time in the Adriatic Sea, after one year of study.*

Key-words: *bioerosion, panels, polychaetes,* Polydora ciliata, *Adriatic Sea.*

Introduction - The destruction of carbonate substrates due to organism activity or "Bioerosion" (Neumann, 1966) is a common process in all the marine ecosystems. Nevertheless, studies about the dynamics of the boring communities and the impact of these in the Mediterranean Sea still scant (Schönberg and Wisshak, 2014). Experiments for the evaluation of the bioerosion were mainly conducted using artificial panels, made by dead coral colonies (Tribollet *et al*., 2002) or calcareous rocks (Casoli *et al*., 2015). Several organisms belonging to different *taxa* are recognized as agents responsible of this process (Hutchings, 2011) as sponges (Calcinai *et al*., 2011), molluscs (Casoli *et al*., 2016) or polychaetes. Among them, the polydorid species (Annelida: Spionidae) perform a significant role (Hutchings, 2008), in particular in the mollusc's farms where they are responsible of several damages (Simon *et al*., 2006). Using artificial rocky panels, we aimed: i) to identify the boring polychaetes living in the Central Adriatic Sea and ii) to evaluate their bioerosion rate after one year of study.

Materials and methods - In June 2017, artificial panels (10×10×4 cm in size), made of Leccese rock, were deployed under a wharf inside the recreational harbour "Marina Dorica" Ancona (Adriatic Sea). 4 plots of three panels (12 in total) were vertically positioned, at 1.5 m depth, using a line and kept separated by plastic tubes 15 cm long and then collected every two months from January 2018 to July 2018. In laboratory, panels were cleaned, and the boring polychaetes were pushed out to the holes and preserved in ethanol (95°) for the taxonomical identification. Densities were calculated comparing the number of the typical 8-shaped holes on the panel surface. Using Past 3.16 (Hammer *et al*., 2001), one-way ANOVA test was conducted to evaluate differences between months. Erosion rate (mm^3/cm^2 of substrate/day) was calculated estimating the eroded volume by poliuretanic-resin casts of the holes.

Results - After one-year, macroboring organisms are only ascribable to the species *Polydora ciliata* (Johnston, 1838). Evident signs of bioerosion made by this species have been present since January 2018, after six months of submersion and continued until the end of the experiment (July 2018). Densities of the polychaetes varied between 0.09±0.02 holes/cm^2 in January 2018 to 0.32±0.15 holes/cm^2 in July 2018; one-way ANOVA test suggests significant differences in the density according to months ($p<0.05$). The study allowed estimating a rate of bioerosion of 55×10^{-5} mm^3/cm^2/day that corresponds to 0.202 mm^3/cm^2 in one year. Assuming that the specific gravity of the Leccese rock is 2577 kg/m^3, we calculated that the polychaetes can excavate up to 0.5 mg of rock in one year.

Conclusions - Among macro-boring organisms, also in the Mediterranean Sea, polychaetes may be ascribed as one of the first pioneer groups that appear (Hutchings, 2008). Our results imply that, despite the sandy bottom surrounding the marina, boring species as *P. ciliata* can erode rocks and artificial substrates when these became available. The highest level of erosion registered at the end of the experiment is explained by the recruitment of the species that reproduces on early summer. The densities of the boring polychaetes and the rate of bioerosion recorded are extremely lower in respect of the tropical areas, but a comparison of the results is sometimes difficult. Indeed, often excavating polychaetes and sipunculans are grouped as "worms", and their erosion activity is not discerned. Moreover, the bioerosion rate varies in different mineral substrates and is known to be higher in tropical areas (Wisshak, 2006). Also considering other boring species living along the Italian waters, as the bivalve *Rocellaria dubia* (Casoli *et al*., 2016) or the sponge *Cliona adriatica* (Calcinai *et al*., 2011), erosion by *P. ciliata* results lower. In conclusion, with this study we give for the first-time information about the boring polychaetes living in the eutrophic waters of the Adriatic Sea and about their erosion rate, enlarging the knowledge about the boring organisms along the Italian coasts and suggesting this work as a baseline for future researches about the marine bioerosion in the Mediterranean Sea.

References

CALCINAI B., BAVESTRELLO G., CUTTONE G., CERRANO C. (2011) - Excavating sponges from the Adriatic Sea: description of *Cliona adriatica* sp. nov. (Demospongiae: Clionaidae) and estimation of its boring activity. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **91** (2): 339-346.

CASOLI E., RICCI S., ANTONELLI F., SACCO PERASSO C., BELLUSCIO A., ARDIZZONE G. (2016) - Impact and colonization dynamics of the bivalve *Rocellaria dubia* on limestone experimental panels in the submerged Roman city of Baiae (Naples, Italy). *Int. Biodeter. Biodegr.*, **108**: 9-15.

CASOLI E., RICCI S., BELLUSCIO A., GRAVINA M.F., ARDIZZONE G. (2015) - Settlement and colonization of epi-endobenthic communities on calcareous substrata in an underwater archaeological site. *Mar. Ecol.*, **36** (4): 1060-1074.

HAMMER Ø., HARPER D.A.T., RYAN P.D. (2001) - Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontol. Electron.*, **4** (1): 9 pp.

HUTCHINGS P.A. (2008) - Role of polychaetes in bioerosion of coral substrate. In: Wisshak M., Tapanila L. (eds), *Current developments in bioerosion*. Springer, Berlin, Heidelberg: 249-264.

HUTCHINGS P.A. (2011) - Bioerosion. In: Hopley D. (ed), *Encyclopaedia of modern coral reefs. Structure, form and process*. Springer, Netherlands: 139-156.

NEUMANN A.C. (1966) - Observations on coastal erosion in Bermuda and measurements of the boring rate of the sponge, *Cliona lampa*. *Limnol. Oceanogr.*, **11** (1): 92-108.

SCHÖNBERG C.H.L., WISSHAK M. (2014) - Marine bioerosion. In: Goffredo S., Dubinsky Z. (eds), *The Mediterranean Sea: its history and present challenges*. Springer, Netherlands: 449-461.

SIMON C.A., LUDFORD A., WYNNE S. (2006) - Spionid polychaetes infesting cultured abalone *Haliotis midae* in South Africa. *Afr. J. Mar. Sci*., **28** (1): 167-171.

TRIBOLLET A., DECHERF G., HUTCHINGS P.A., PEYROT-CLAUSADE M. (2002) - Large-scale spatial variability in bioerosion of experimental coral substrates on the Great Barrier Reef (Australia): importance of microborers. *Coral Reefs*, **21** (4): 424-432.

WISSHAK M. (2006) - High-latitude bioerosion: the Kosterfjord experiment. *Lect. Notes Earth Sci.*, **109**: 202 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 340-341

I. Provera, F. Buzzi, S. Citterio, J. Crivellaro[1], M.A. Delaria[2], L. Mangialajo[3,4], G. Manzottu[5], A. Navone[5], G. Piazza, S. Caronni

Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Terra, Università di Milano Bicocca, Piazza della Scienza, 1 - 20126 Milano, Italia.
i.provera@campus.unimib.it
[1]Dip. Scienze Chimiche, della Vita e della Sostenibilità Ambientale, Università di Parma, Italia.
[2]Dip. Scienze della Natura e del Territorio, Università di Sassari, Italia.
[3]Université Côte d'Azur, Université Nice Sophia Antipolis, Nice, France.
[4]Sorbonne Université, CNRS, Laboratoire d'Océanographie de Villefranche, Villefranche-sur-mer, France.
[5]Area Marina Protetta Tavolara Punta Coda Cavallo, Olbia, Italia.

STUDIO PILOTA SULLA PRESENZA DI MICROALGHE POTENZIALMENTE TOSSICHE DEL GENERE *GONYAULAX* NELL'AMP TAVOLARA PUNTA CODA CAVALLO

A PILOT STUDY ON THE PRESENCE OF POTENTIALLY TOXIC MICROALGAE OF THE GENUS GONYAULAX *IN TAVOLARA PUNTA CODA CAVALLO MPA*

Abstract - *The presence and abundance of the potentially toxic microalgae of the genus* Gonyaulax *(Dinoflagellata) have been investigated during the summers of 2015 and 2018 in Tavolara Punta Coda Cavallo Marine Protected Area (North-East Sardinia) in order to verify if they have recently established in the area.*

Key-words: *microphytobenthos, dinoflagellates,* Gonyaulax*, marine parks, Tyrrhenian Sea.*

Introduzione - Tra le microalghe del genere *Gonyaulax* (Dinoflagellata) si annoverano alcune specie potenzialmente tossiche, responsabili di ingenti fioriture, che possono anche generare maree rosse, nonché della produzione di tossine (yessotossine) che causano massicce morie di molluschi e pesci. Tali tossine, accumulandosi nella rete trofica, possono arrivare fino all'uomo (Rhodes *et al*., 2006). La presenza di microalghe appartenenti a questo genere è stata osservata per la prima volta lungo le coste dell'Isola di Molarotto, una delle zone A dell'Area Marina Protetta Tavolara Punta Coda Cavallo (AMP TPCC), nell'estate del 2014 (Caronni, com. pers.); tuttavia nessun dato a riguardo è stato riportato in letteratura. L'obiettivo di questa breve ricerca è quello di segnalare la presenza di microalghe del genere *Gonyaulax* nelle acque dell'AMP Tavolara Punta Coda Cavallo, stimandone l'abbondanza ed indagandone gli eventuali processi di colonizzazione nella zona.

Materiali e metodi - Nell'estate del 2015 e 2018, sono stati raccolti 3 campioni di acqua e materiale epilitico a circa 50 cm di profondità in 7 differenti siti all'interno dell'AMP (Fig. 1). I campioni sono stati raccolti secondo il metodo descritto da Caronni *et al*. (2014) e fissati con una soluzione di Lugol e acqua di mare. L'identificazione e il conteggio delle cellule del genere *Gonyaulax* sono stati effettuati al microscopio a rovesciamento secondo il metodo Utermöhl (Abbate *et al*., 2007) e la densità cellulare è stata espressa in cellule ml^{-1}. Per la determinazione delle microalghe è stata considerata la descrizione fornita da Dodge (1989).

Risultati - In entrambe le campagne di ricerca, cellule appartenenti a microalghe del genere *Gonyaulax* sono state osservate nei campioni di materiale epilitico raccolti in prossimità dell'Isola di Molarotto. In particolare, nell'estate del 2015 la densità cellulare è risultata pari a 5 cellule ml^{-1} mentre nel 2018 essa è apparsa inferiore, con un valore medio di 1 cellula ml^{-1}. Negli altri 6 siti, invece, non sono state osservate cellule dei succitati dinoflagellati né nel 2015 né nel 2018.

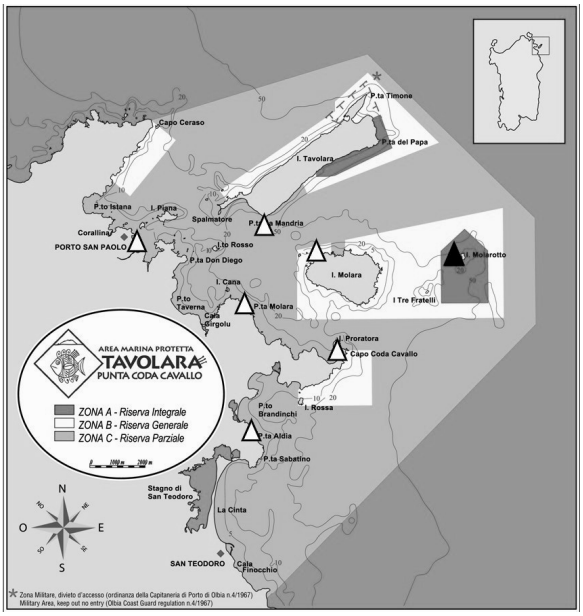


Fig. 1 - Attuale presenza di microalghe del genere *Gonyaulax* lungo le coste dell'AMP. I triangoli indicano i siti campionati; il triangolo nero indica il sito in cui sono state osservate le cellule.
Current presence of the microalgae belonging to the genus Gonyaulax *along the coasts of the MPA. The triangles indicate the sampled sites; the black one refers to the site in which cells have been found.*

Conclusioni - I dati raccolti nel corso dello studio confermano la presenza di microalghe appartenenti al genere *Gonyaulax* lungo le coste dell'Isola di Molarotto, dove la microalga era stata precedentemente osservata nel 2014. In considerazione della già evidenziata tossicità di alcune specie di *Gonyaulax*, sarà necessario mettere a punto un piano di monitoraggio *ad hoc* all'interno dell'AMP. L'assenza di questi dinoflagellati negli altri siti di studio, così come la densità assai bassa registrata a Molarotto, permettono di ipotizzare che essi si siano insediati solo recentemente lungo le coste dell'isola, come ipotizzato anche per altre specie responsabili di fioriture (Caronni *et al*., 2014) e che, contrariamente a quanto osservato per queste ultime (Caronni *et al*., 2010), il genere *Gonyaulax* non sia attualmente in espansione nel resto dell'area marina.

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., 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.

CARONNI S., DELARIA M.A., NAVONE A., PANZALIS P., SECHI N., CECCHERELLI G. (2014) - Relevant scales of variability of the benthic allochthonous microalga *Chrysophaeum taylorii*. *Mar. Biol.*, **161** (8): 1787-1798.

DODGE J.D. (1989) - Some revisions of the Family Gonyaulacaceae (Dinophyceae) based on a scanning electron microscope study. *Bot. Mar.*, **32** (4): 275-298.

RHODES L., McNABB P., DE SALAS M., BRIGGS L., BEUZENBERG V., GLADSTONE M. (2006) - Yessotoxin production by *Gonyaulax spinifera*. *Harmful Algae*, **5** (2): 148-155.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 342-343

A. Abras, J.L. García-Marín, S. Heras, M. Agulló, M. Vera[1], L. Planella, J. Langeneck[2], M.I. Roldán

Laboratori d'Ictiologia Genètica, Universitat de Girona, C/ Maria Aurelia Capmany, 40 - 17003 Girona, Spain.
marina.roldan@udg.edu
[1]Departamento de Zoología, Genética y Antropología Física, Campus Lugo,
Universidade de Santiago de Compostela, Av.da Carvalho Calero S/N - 27002 Lugo, Spain.
[2]Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Via Derna, 1 - 56126 Pisa, Italia.

ACCRESCIMENTO E DEMOGRAFIA GENETICA DEI MASCHI DEL GAMBERO VIOLA, *ARISTEUS ANTENNATUS*, IN UN'AREA DI RIPRODUZIONE

GROWTH AND GENETIC DEMOGRAPHY OF THE BLUE AND RED SHRIMP MALES, ARISTEUS ANTENNATUS, *IN A SPAWNING GROUND*

Abstract - *The present study reports growth and microsatellites data on genetic diversity of 404 males of the blue and red shrimp* (Aristeus antennatus) *collected at Palamós spawning ground during winter and summer 2016. We found growth during the period between sampling and the contribution of individuals from other locations. The group of adult males in summer would be made both by adult males as winter juveniles who have reached the size of maturity.*

Key-words: Aristeus antennatus, *blue and red shrimp, Mediterranean Sea, genetic variability, microsatellites.*

Introduzione - Il gambero viola, *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) (Crustacea, Decapoda), è una specie mediterranea di elevato valore commerciale. I maschi presentano due stadi: giovani e adulti (petasma fuso), raggiungendo questi ultimi una taglia che rimane piccola per tutta la durata della vita (lunghezza del cefalotorace, CL=18-36 mm) (Sardà e Demestre, 1987). Nel presente lavoro, che rappresenta un contributo finalizzato a colmare questa lacuna, sono stati applicati i marcatori microsatellite per studiare l'accrescimento e la demografia genetica nella popolazione maschile di *A. antennatus* in un'area di riproduzione (Palamós, Spagna).

Materiali e metodi - Complessivamente sono stati catturati 404 esemplari maschi di *A. antennatus* in due campionamenti: uno in inverno (03/03/2016), prima del periodo riproduttivo e l'altro in estate (06/07/2016) (periodo riproduttivo). Le dimensioni della maglia del sacco erano di 40 mm (S40) e per la cattura degli individui di dimensioni ridotte è stato utilizzato un coprisacco con maglia di 12 mm (C12). Al fine di comparare le lunghezze del carapace nei differenti gruppi di individui analizzati, è stata effettuata una ANOVA con una prova *post-hoc* di Scheffé. La diversità genetica è stata analizzata mediante i 10 loci microsatelliti sviluppati da Heras *et al.* (2016). Con il programma GENEPOP 4.7.0, per ogni campione è stato verificato se la distribuzione dei genotipi soddisfacesse l'equilibrio di Hardy-Weinberg. È stato calcolato il coefficiente di divergenza genetica (F_{ST}) tra coppie di campioni con lo stesso programma, ed è stata analizzata l'origine degli esemplari mediante test di assegnazione individuale con il programma GENECLASS 2, utilizzando il metodo Bayesiano di Rannala e Mountain (1997). In quest'ultima analisi sono stati inclusi due campioni di maschi adulti catturati nell'inverno 2016, come potenziale fonte di individui migratori: Roses (N=55) a nord di Palamós e Blanes (N=54) a sud.

Risultati - Gli esemplari catturati erano distribuiti come segue: in inverno, 101 maschi adulti (petasma fuso presente) in S40 e 105 maschi giovani in C12; in estate,

100 maschi adulti in S40 e 98 maschi in C12 (97 presentavano petasma fuso). Gli esemplari catturati con la rete standard hanno mostrato valori medi di CL=22,39±3,34 mm in inverno e CL=21,43±2,06 mm in estate, non significativamente differenti. Gli individui catturati con C12 hanno mostrato un valore medio di CL=16,79±1,15 mm in inverno, significativamente inferiore a CL=19,82±1,10 mm mostrato dagli esemplari catturati in estate. Solo le catture estive con C12 hanno mostrato deviazioni dall'equilibrio di Hardy-Weinberg. I livelli di diversità genetica (ricchezza allelica, AR e eterozigosità, He) erano simili nei 4 campioni (intervallo AR: 7,254 giovani inverno - 7,936 adulti S40 estate; range He: 0,660 giovani inverno - 0,681 C12 estate). Le stime di divergenza genetica sono risultate molto basse per tutti i confronti a coppia effettuati (F_{ST}<0,001) e sono stati osservati valori significativi tra gli adulti (S40) e i giovani (C12) in inverno (F_{ST}=0,001, P<0,001), e tra i maschi catturati con il C12 in inverno e in estate (F_{ST}=0,001, P<0,001). Inoltre, per gli individui catturati con il C12, è stata rilevata una distribuzione di assegnazione significativamente differente tra inverno ed estate (test esatto di Fisher P<0,001), solo il 18,4% degli esemplari catturati in estate sono stati assegnati a giovani di inverno ed è stata rilevata una percentuale di assegnazione maggiore rispetto ad altre località; ciò suggerisce un apporto di maschi nati in altre aree. Inoltre, confrontando gli individui adulti in estate catturati con S40 e quelli giovani del C12 in inverno, è stato osservato come, sebbene non vi sia divergenza genetica statisticamente significativa (F_{ST}<0,001, P>0,05), le relative distribuzioni di assegnazione risultino significativamente differenti (test esatto di Fisher P<0,001), confermando che soltanto una parte degli individui di S40-estate derivano dall'accrescimento di quelli di C12-inverno, mentre la restante parte include adulti maturi provenienti da altre località. Anche i test di assegnazione degli individui di S40-estate rispetto a quelli di S40-inverno (test esatto di Fisher P=0,0024) hanno mostrato differenze significative.

Conclusioni - I maschi di *A. antennatus* catturati in estate con il coprisacco (C12) presentano il petasma fuso caratteristico degli adulti, e mostrano dimensioni superiori e divergenza genetica rispetto a quelli giovani pescati in inverno con il controsacco. Questi risultati indicano sia l'accrescimento avvenuto nel periodo trascorso tra i due campionamenti, sia l'immigrazione da altre località. Il gruppo di maschi adulti in estate sarebbe costituito sia da maschi già adulti in inverno, sia da giovani in inverno che hanno raggiunto la taglia di maturità.

Bibliografia

HERAS S., PLANELLA L., CALDARAZZO I., VERA M., GARCÍA-MARÍN J.-L., ROLDÁN M.I. (2016) - Development and characterization of novel microsatellite markers by Next Generation Sequencing for the blue and red shrimp *Aristeus antennatus*. *PeerJ*, **4**: e2200.

RANNALA B., MOUNTAIN J.L. (1997) - Detecting immigration by using multilocus genotypes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **94** (17): 9197-9201.

SARDÀ F., DEMESTRE M. (1987) - Estudio biológico de la gamba *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) en el Mar Catalán (NE de España). *Inv. Pesq*., **51** (Suppl. 1): 213-232.

Il presente lavoro è stato svolto grazie a un finanziamento del MINECO, Spagna (CTM2014-54648-C2-2-R).

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 344-345

M. Donnaloia, L. Casciaro, W. Zupa, M. Arnesano, P. Gaudio, P. Carbonara

COISPA Tecnologia & Ricerca, Via dei Trulli, 18/20 - 70126 Bari, Italy.
donnaloia@coispa.eu

NEW RECORDS OF THE ALIEN SPECIES *PENAEUS AZTECUS* (DECAPODA: PENAEIDAE) IN IONIAN AND SOUTH ADRIATIC SEAS

NUOVE SEGNALAZIONI DELLA SPECIE ALIENA PENAEUS AZTECUS *(DECAPODA: PENAEIDAE) NEL MAR IONIO E IN ADRIATICO MERIDIONALE*

Abstract - *The northern brown shrimp is a penaeid from the North-western Atlantic likely introduced through ship/ballast waters and presently observed mostly in the eastern side of the Mediterranean Sea. In this note, new records on captures of this alien species are reported, providing information on its spatial expansion in the central Mediterranean Sea.*

Key-words: Penaeus aztecus*, GSA 19 and GSA 18, sex ratio, length-weight relationship, length-frequency.*

Introduction - The northern brown shrimp, *Penaeus aztecus* Ives, 1891 (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) is an estuarine and littoral species native of the western Atlantic Ocean, widespread from Massachusetts to the Gulf of Mexico (Tavares, 2002). In the Mediterranean the first record of *P. aztecus,* in Antalaya Bay (Turkey), dates back to 2009. In a short period it has been reported in eight countries (27 localities) from the southeastern Levant to the Gulf of Lion (Özcan *et al*., 2019). The present work aims at filling some knowledge gaps on the distribution of *P. aztecus* in the central Mediterranean (South Adriatic Sea, GSA 18 and Ionian Sea, GSA 19).

Materials and methods - Specimens of *P. aztecus* were sampled from commercial trawlers and trammel nets (Data Collection Framework, DCF EU Reg. 199/2008 and EUMAP 1004/2017) together with *Penaeus kerathurus* Forskål, 1775 at a depth range of 15-115 m. During the 1th, 3rd and 4th quarters of the years 2014-2018 a total of 557 specimens were caught in several locations of the GSA 19: Augusta (Sicily), Corigliano Calabro and Schiavonea (Calabria), Taranto (Apulia). In the GSA 18 a specimen was caught in the Gulf of Manfredonia in December 2018. Each individual was measured for carapace length (CL, nearest 0.1 mm), total weight (TW, nearest 0.1 g); sex and gonad maturity stages were recorded according to the MEDITS maturity scale adopted for Crustaceans (Anon., 2017). Length-weight relationship, sex ratio (F/F+M) and length frequency distribution (LFD) were also estimated.

Results - The specimens identification was carried out according to Tavares (2002) and Pérez Farfante (1988). The main diagnostic morphological characteristics are the following: rostrum armed with 2 ventral teeth and 8-9 dorsal teeth (Fig. 1a); adrostral sulcus and carina long up to the posterior margin of carapace, presence of gastrofrontal carina (Fig. 1b); dorsolateral sulcus on 6th abdominal somite, telson without lateral spines (Fig. 1c); 3 well defined cicatrices on 6th abdominal somites and one on the 5th. The female collected in the GSA 18 was 46 mm CL with resting gonads. In the GSA 19, first records dated back to 2014 off Taranto and off Schiavonea. In 2015, 19 specimens were recorded for the first time off Augusta. The length-weight relationship, sex combined, was highly significant ($p<0.001$, $R^2=0.98$): $TW=0.0037*CL^{2.5396}$. The overall sex ratio was of 0.55 resulting slightly skewed toward females. The LFD showed a predominance of males in the smallest size classes with a peak between 25 and 30 mm CL, while females attained the larger lengths with higher frequencies between 35 and 42 mm CL.

From the end of August to December, 21% of females showed maturing or mature ovaries, the rest ones were recovering or resting. Males were almost mature with a fully-developed petasma (87%) in all the samples. The smallest mature female and male had respectively 34.2 and 21.7 mm of CL.

Fig. 1 - *Penaeus aztecus* specimen: a) lateral view of armed rostrum; b) dorsal view of grooved carapace; c) dorsal view of telson (unarmed) and of sixth abdominal somite.

Esemplare di Penaeus aztecus*: a) vista laterale del rostro dentellato; b) vista dorsale del carapace con carena; c) vista dorsale del telson e del sesto segmento addominale.*

Conclusions - At present the occurrence of *P. aztecus* in the central-western Mediterranean is mainly limited to scattered findings of few specimens. The accidental transfer (possibly by means of ship/ballast waters), combined with the practice to landing this species with *P. kerathurus*, could partially explain the discontinuous reporting of the species (Minos *et al*., 2015). This work reports the first record for the west side of GSA 18, while few records on this species were recently reported in other areas of the Adriatic Sea (Albania, Montenegro and central Italy) (Özcan *et al*., 2019). Differently, annual records of larger number of individuals in some areas of the GSA 19 could suggest that *P. aztecus* is reaching there a permanent settlement. The species is also currently established in the Strait of Sicily (Kampouris *et al*., 2018) and seems to spread towards the Sicilian Ionian waters as indicated by our observations off Augusta. The presence of maturing and mature females in autumn and winter agrees with what observed in Greek and Turkish waters (Minos *et al*., 2015). Further studies are necessary to clarify aspects of spreading and life span of *P. aztecus,* as well as the impact on the native species *P. kerathurus*.

References

ANONYMOUS (2017) - MEDITS-Handbook. Version n. 9. MEDITS Working Group: 106 pp.

KAMPOURIS T.E., TIRALONGO F., GOLEMAJ A., GIOVOS I., DOUMPAS N., BATJAKAS I.E. (2018) - *Penaeus aztecus* Ives, 1891 (Decapoda, Dendrobranchiata, Penaeidae): on the range expansion in Sicilian waters and on the first record from Albanian coast. *Int. J. Fish. Aquatic Stud.*, **6** (4): 468-471.

MINOS G., KOKOKIRIS L., IMSIRIDOU A., KARACHLE P.K., KAPIRIS K. (2015) - Notes on the distribution and biology of northern brown shrimp *Farfantepenaeus aztecus* (Ives, 1891) in the eastern Mediterranean. *Turk. J. Zool*., **39**: 467-473.

ÖZCAN T., ATEŞ A.S., ÖZCAN G. (2019) - The distribution of the alien species *Penaeus aztecus* Ives, 1891 (Decapoda, Penaeidae) in the Mediterranean Sea. *Transylv. Rev. Syst. Ecol. Res*., **21** (2): 41-48.

PÉREZ FARFANTE I. (1988) - Illustrated key to the Penaeoid shrimps of commerce in the Americas. *NOAA Tech. Rep. NMFS*, **64**: 32 pp.

TAVARES M. (2002) - Shrimps. In: Carpenter K.E. (ed), *The living marine resources of the Western Central Atlantic. Vol. 1. Introduction, molluscs, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras.* FAO, Rome: 251-291.

Data used in this paper were collected in the fishery Data Collection Framework (DCF) supported by the Italian Ministry of Agriculture, Food and Forestry Policy (MIPAAF) and by the European Commission.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 346-347

V. Gancitano, C. Badalucco, S. Cusumano, G. Ingrande, A. Milazzo, D. Scannella, C. Sciagura, G. Sinacori, S. Vitale

Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto per le Risorse Biologiche e le Biotecnologie Marine (IRBIM), S.S. di Mazara del Vallo, Via L. Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italy.
vita.gancitano@cnr.it

REPRODUCTIVE PATTERN OF *MERLUCCIUS MERLUCCIUS* (LINNAEUS, 1758) IN THE STRAIT OF SICILY (CENTRAL MEDITERRANEAN SEA)

MODELLO RIPRODUTTIVO DI MERLUCCIUS MERLUCCIUS *(LINNAEUS, 1758) NELLO STRETTO DI SICILIA (MAR MEDITERRANEO CENTRALE)*

Abstract - *Reproductive pattern of European hake,* Merluccius merluccius *(Linnaeus, 1758), in the Strait of Sicily (central Mediterranean Sea) was investigated using data collected by monitoring the commercial catches from 2009 to 2017. Spawning periods were identified analyzing the percentage of mature specimens collected in each month. Results showed that* M. merluccius *spawns throughout the year.*

Key-words: *reproduction,* Merluccius merluccius, *European hake, Strait of Sicily, Mediterranean Sea.*

Introduction - European hake, *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) is a necktobenthic species living between 20 and 1000 m depth, widely distributed in the East Atlantic Ocean and in the Mediterranean Sea (Fischer *et al*., 1987). In the Mediterranean, the species is one of the main commercial by-catch in the crustacean trawl fishery (Milisenda *et al*., 2017), while it represents the target for small scale fisheries with long-line and gillnet. The species plays a key role at ecosystem level being one of the most important fish predators in the Mediterranean Sea (Carrozzi *et al*., 2019). Due to its importance in the ecosystem and the high fishing pressure exercised on it, the present study aims to improve the knowledge on the reproductive pattern in the Strait of Sicily for management purpose.

Materials and methods - Data were collected by monitoring commercial catches (Campbiol module) of Italian bottom trawlers operating in the Strait of Sicily (2009-2017) within DCF (https://datacollection.jrc.ec.europa.eu). Total length (TL, cm), weight (g), sex and maturity stage for each specimen were recorded. Data analysed refers to individuals larger than the Minimum Conservation Reference Size (MCRS - 20 cm TL). According to Medits gonadic scale, individuals with gonads from stages 2c to 4a were considered mature (Anon., 2017). Spawning period was estimated considering the monthly proportion of mature individuals by sex.

Results and conclusions - A total of 56871 specimens, 27103 female (20-92 cm TL) and 29759 male (20-54 cm TL), were analyzed. The results showed a sexual maturity of both sexes extended throughout the year (Fig. 1), confirming the findings from other studies carried out in the Mediterranean Sea (Ragonese *et al*., 2004; Colloca *et al*., 2017). Murua and Motos (2006) recorded a similar reproductive pattern for European hake in the Bay of Biscay, suggesting this pattern as an intrinsic characteristic of the species. Differently, in Tyrrhenian and Catalan Sea, Recasens *et al*. (2008), recorded spawning peaks in winter-spring and summer-autumn, respectively. The differences among these areas could be linked to specific local abiotic features, as well as to different populations, hypothesis that should be tested with further investigations.

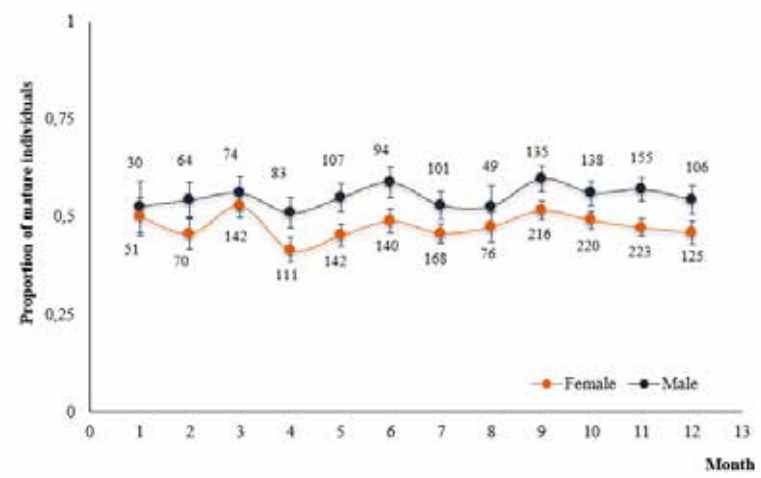


Fig. 1 - Monthly proportion (±standard error) of mature individuals (red line female and blue line male) of *Merluccius merluccius* (2009-2017) in the Strait of Sicily.

Proporzione mensile (±errore standard) degli individui maturi (linea rossa femmine, linea blu maschi) di Merluccius merluccius *(2009-2017) nello Stretto di Sicilia.*

References

ANONYMOUS (2017) - MEDITS-Handbook. Version n. 9. MEDITS Working Group: 106 pp.

CARROZZI V., DI LORENZO M., MASSI D., TITONE A., ARDIZZONE G., COLLOCA F. (2019) - Prey preferences and ontogenetic diet shift of European hake *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) in the central Mediterranean Sea. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, (**25)**: 100440.

COLLOCA F., MANNINI A., FIORENTINO F. (2017) - *Merluccius merluccius*. In: Sartor P., Mannini A., Carlucci R., Massaro E., Queirolo S., Sabatini A. Scarcella G., Simoni R. (eds), Sintesi delle conoscenze di biologia, ecologia e pesca delle specie ittiche dei mari italiani / *Synthesis of the knowledge on biology, ecology and fishery of the halieutic resources of the Italian seas. Biol. Mar. Mediterr.*, **24** (Suppl. 1): 292-303.

FISCHER W., BAUCHOT M.-L., SCHNEIDER M. (1987) - *Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Révision 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Vol. II Vertébrés*. FAO, Rome: 761-1530.

MILISENDA G., VITALE S., MASSI D., ENEA M., GANCITANO V., GIUSTO G.B., BADALUCCO C., GRISTINA M., GAROFALO G., FIORENTINO F. (2017) - Spatio-temporal composition of discard associated with the deep water rose shrimp fisheries (*Parapenaeus longirostris*, Lucas 1846) in the south-central Mediterranean Sea. *Mediterr. Mar. Sci.*, **18** (1): 53-63.

MURUA H., MOTOS L. (2006) - Reproductive strategy and spawning activity of the European hake *Merluccius merluccius* (L.) in the Bay of Biscay. *J. Fish Biol.*, **69** (5): 1288-1303.

RAGONESE S., ANDREOLI M.G., BONO G., GIUSTO G.B., RIZZO P., SINACORI G. (2004) - Overview of the available biological information on demersal resources of the Strait of Sicily. In: Report of the expert consultation on the spatial distribution of demersal resources in the Strait of Sicily and the influence of environmental factors and fishery characteristics. GCP/RER/010/ITA/MSM-TD-02. *MedSudMed Tech. Docs.*, **2**: 67-74.

RECASENS L., CHIERICONI V., BELCARI P. (2008) - Spawning pattern and batch fecundity of the European hake, *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758), in the western Mediterranean. *Sci. Mar.*, **72** (4): 721-732.

This work was carried out within the Data Collection Framework - Module Biological Metier related variables and Stock related variables (C_E) funded by European Union and the Italian Ministry of Agricultural, Food and Forestry Policies.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 348-349

V. Gancitano, N. Campanella, F. Falsone, S. Gancitano, M.L. Geraci, P. Rizzo, A. Titone, G. Bono

Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Istituto per le Risorse Biologiche e le Biotecnologie Marine (IRBIM), S.S. di Mazara del Vallo, Via L. Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italy.
vita.gancitano@cnr.it

SPAWNING PERIOD OF *PARAPENAEUS LONGIROSTRIS* (LUCAS, 1846) IN THE STRAIT OF SICILY (CENTRAL MEDITERRANEAN SEA)

PERIODO RIPRODUTTIVO DI PARAPENAEUS LONGIROSTRIS *(LUCAS, 1846) NELLO STRETTO DI SICILIA (MAR MEDITERRANEO CENTRALE)*

Abstract - *Spawning period of deep water rose shrimp,* Parapenaeus longirostris *(Lucas, 1846), in the Strait of Sicily (central Mediterranean Sea) was investigated using data collected by monitoring of commercial catches from 2009 to 2017. Spawning months were identified by the analyses of percentage of mature specimens throughout the year. In general, a maturing cycle without any clear peak seems to occur.*

Key-words: *spawning period, deep water rose shrimp,* Parapenaeus longirostris*, Strait of Sicily, central Mediterranean Sea.*

Introduction - The deep water rose shrimp, *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846), shows a wide geographic distribution, from the eastern Atlantic, north of Spain, to the southern waters of Angola as well as in the Mediterranean Sea (Abelló *et al*., 2002). In the central Mediterranean Sea, *P. longirostris* (DPS) is the main target species in crustacean trawl fisheries, reaching about 30% of the overall landings in 2017 (http://dcf-italia.cnr.it). Given the importance of the species for fishery and consequently for local economy, a better knowledge on its spawning period will be useful for stock assessment and management goals.

Materials and methods - Data were collected by monitoring of commercial catch (Campbiol module) of Italian bottom trawlers operating in the Strait of Sicily (2009-2017) within DCF (https://datacollection.jrc.ec.europa.eu). Carapace Length (CL, mm), total weight (g), sex and stage of maturity were recorded for each individual. Mature individuals were identified, according to macroscopic maturity scale for Crustaceans (stages 2c and 2d) of the MEDITS-Handbook (Anon., 2017). Spawning period was estimated by the analysis of the monthly proportion of mature individuals by sex out the total.

Results and conclusions - On a total of 133,389 specimens analyzed (97,625 females; 35,764 males), only the 54% (51492 females; 20,532 males) were mature, with a CL ranging between 20 and 39 mm. Reproduction occurs throughout the year without any peak of reproduction (Fig. 1). Bianchini *et al*. (2010) observed in the Strait of Sicily a spawning period of DPS during autumn-spring season. In other areas, Tyrrhenian Sea, North Ionian Sea and Ligurian Sea spawning peaks in spring-summer and autumn were observed (Spedicato *et al*., 1996; D'Onghia *et al*., 1998; Balbi *et al*., 2009). The different spawning trend recognized by Bianchini *et al*. (2010) in the same area of the present study might be related to the different source of data used: the authors considered one autumn survey data while the present study analysed monthly data over a longer time series.

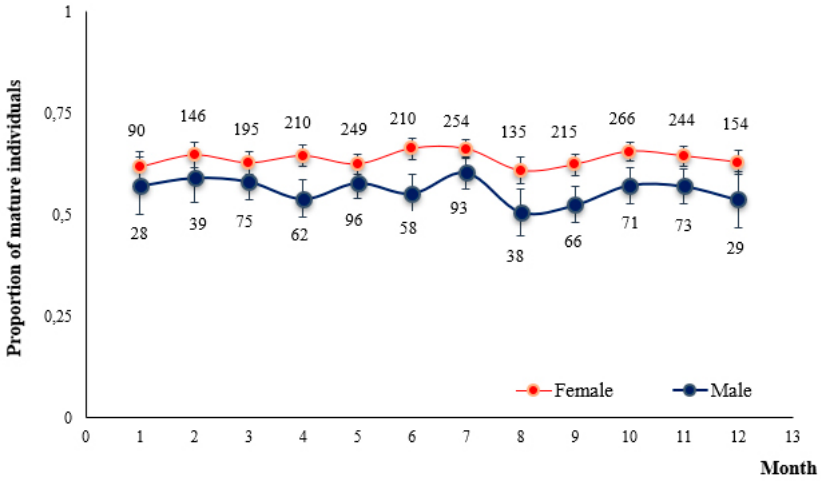


Fig. 1 - Monthly proportion (±standard error) of mature individuals (orange lines females, blue lines males) of DPS (2009-2017) in the Strait of Sicily (central Mediterranean Sea). Are reporting the number individuals mature by sex and month.

Proporzione mensile (±errore standard) degli individui maturi (linea arancione femmine, linea blu maschi) di DPS *(2009-2017) nello Stretto di Sicilia* (*Mediterraneo centrale*)*. Sono riportati i numeri degli individui maturi per sesso e per mese.*

References

ANONYMOUS (2017) - MEDITS-Handbook. Version n. 9. MEDITS Working Group: 106 pp.

ABELLÓ P., ABELLA A., ADAMIDOU A., JUKIC-PELADIC S., MAIORANO P., SPEDICATO M.T. (2002) - Geographical patterns in abundance and population structure of *Nephrops norvegicus* and *Parapenaeus longirostris* (Crustacea: Decapoda) along the European Mediterranean coasts. *Sci. Mar.*, **66** (Suppl. 2): 125-141.

BALBI T., MANNINI A., LANTERI L., RELINI G. (2009) - Aspetti della biologia del gambero rosa *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) nel Mar Ligure. *Biol. Mar. Mediterr.*, **16** (1): 330-331.

BIANCHINI M.L., DI STEFANO L., RAGONESE, S. (2010) - Reproductive features of the deep-water rose shrimp, *Parapenaeus longirostris* (Crustacea: Penaeidae), in the Strait of Sicily. *Mediterr. Mar. Sci.*, **11** (1): 81-92.

D'ONGHIA G., MATARRESE A., MAIORANO P., PERRI F. (1998) - Valutazione di *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) (Crustacea, Decapoda) nel Mar Ionio. *Biol. Mar. Mediterr.*, **5** (2): 273-283.

SPEDICATO M.T., LEMBO G., SILECCHIA T., CARBONARA P. (1996) - Distribuzione e biologia di *Parapenaeus longirostris* nel Tirreno centro-meridionale. *Biol. Mar. Mediterr.*, **3** (1): 579-581.

This work was carried out within the Data Collection Framework - Module Biological Metier related variables and Stock related variables (C_E) funded by European Union and the Italian Ministry of Agricultural, Food and Forestry Policies.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 350-351

F. Giovannelli, L. Lanteri, F. Garibaldi

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

NOTE PRELIMINARI SU ETÁ E ACCRESCIMENTO DI *TORPEDO MARMORATA* RISSO, 1810 (CHONDRICHTHYES, TORPEDINIDAE) IN MAR LIGURE

PRELIMINARY NOTES ABOUT AGE AND GROWTH OF TORPEDO MARMORATA *RISSO, 1810 (CHONDRICHTHYES, TORPEDINIDAE) IN THE LIGURIAN SEA*

Abstract - *The marbled electric ray,* Torpedo marmorata *Risso, 1810, is a by-catch species of the small scale and trawl fisheries, frequently discarded at sea due to its low commercial value. Over the period 2016-2017, 131 specimens (59 males and 72 females, from 11.5 cm to 42.5 cm TL) were sampled in the Ligurian Sea, the majority of which was collected directly onboard as by-catch of the trammel net fishery targeting cuttlefish and common sole, during winter and spring. A study on age and growth was carried out by the mean of vertebral rings counts; Von Bertalanffy growth functions were calculated both for males and females.*

Key-words: Torpedo marmorata, *growth, age, Ligurian Sea.*

Introduzione - *Torpedo marmorata* Risso, 1810 (Chondrichthyes, Torpedinidae) è una specie distribuita in tutto il Mar Mediterraneo, che vive prettamente a contatto col fondo e rappresenta una cattura accessoria della pesca professionale, spesso scartata a causa del basso valore commerciale (Minervini *et al.*, 1985). Le informazioni sulla biologia di questa specie sono tuttora scarse e frammentarie, tanto che IUCN ha catalogato *T. mormorata* come "data deficient" e quindi non valutabile ai fini della conservazione (Notarbartolo di Sciara *et al.*, 2009). Lo scopo di questo lavoro è lo studio dell'età e accrescimento, che non è ancora stato approfondito in acque italiane.

Materiali e metodi - Gli esemplari sono stati campionati in Mar Ligure, presso i porti di Lavagna e Santa Margherita Ligure, attraverso imbarchi e rilevamenti allo sbarco della pesca professionale a strascico e con reti da posta tra marzo 2016 e dicembre 2017 nell'ambito del programma nazionale di raccolta dati Campbiol. Ogni esemplare è stato misurato (LT, cm), pesato (g) e ne è stato determinato il sesso. Le vertebre della porzione centrale della colonna vertebrale sono state prelevate, ripulite dal connettivo in eccesso, incluse in resina e quindi sezionate per la successiva analisi dell'età, condotta attraverso il conteggio delle bande di crescita (Campana, 2014). Per ogni sezione sono state eseguite due letture indipendenti e si è proceduto a scartare quelle non corrispondenti. È stata quindi estrapolata una chiave taglia/età e le curve di crescita di von Bertalanffy (VBGF; sessi separati e combinati) stimandone l'indice phi-prime (Φ').

Risultati - Dei 131 individui campionati, 72 sono risultate femmine (media 30,6 cm LT; range 11,5-42,5 cm LT) e 59 maschi (media 25,9 cm LT; range 14,5-34 cm LT); per la stima dell'età, 35 esemplari (16 maschi e 19 femmine; 26,7% del totale) sono stati scartati per incongruenza nelle letture. Le età osservate variano dall'anno 0 (4 esemplari giovanili, 11,5-19,5 cm LT) a 10 anni (femmina di 42,5 cm LT); la maggior parte del campione è costituito da individui compresi tra 3 e 5 anni di età. I parametri di crescita e le curve corrispondenti sono riportati in Tab. 1 e Fig. 1, insieme alla curva di crescita ottenuta da Duman e Başusta (2013) in acque turche, che rappresenta l'unico studio finora effettuato in Mediterraneo.

Tab. 1 - Parametri delle curve di crescita di von Bertalanffy di *T. marmorata*.
VBGF parameters of T. marmorata.

	L_∞	k	t_0	Φ'
Maschi	29,58	0,40	–1,67	5,9
Femmine	58,19	0,12	–2,14	6,0
Sessi uniti	53,19	0,12	–2,49	5,8
Duman & Basusta (2013) (sessi uniti)	57,32	0,19	–0,39	6,4

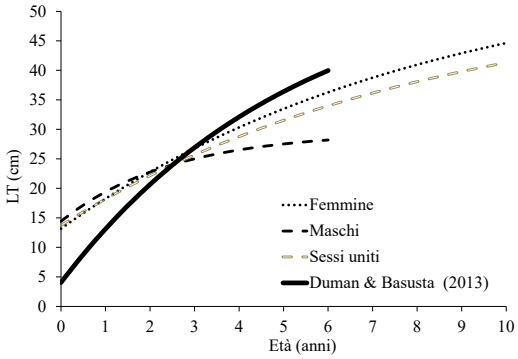


Fig. 1 - Curve di crescita di *T. marmorata* in Mar Ligure.
Growth curves of T. marmorata *in the Ligurian Sea*.

Conclusioni - Il presente studio è il primo in assoluto sull'accrescimento di *T. marmorata* in acque italiane. In merito alle lunghezze (LT) del campione esaminato risulta evidente un dimorfismo sessuale con le femmine che raggiungono mediamente dimensioni maggiori (p-value<0,001; t-test); tuttavia i maschi presentano un tasso di crescita maggiore (k=0,4). Dal confronto della curva di crescita a sessi combinati con quella di Duman e Başusta (2013) è possibilie notare una sostanziale differenza nel tasso di crescita, particolarmente evidente nei primi anni di vita, come evidenziato dal valore di k e dall'indice Φ' (Tab. 1). Gli autori turchi, infatti, pur disponendo di giovani esemplari (9-15 cm LT), paragonabili a quelli del presente studio (11-15 cm LT), ne hanno presumibilmente sovrastimato l'età, riportando una lunghezza media di 13,1 cm per l'anno 1, quando la taglia alla nascita è compresa tra 10 e 14 cm LT (Last *et al*., 2016). Gli stessi autori stimano una longevità massima di 5 anni per i maschi e 6 anni per le femmine, mentre nel presente studio sono state osservate età maggiori rispettivamente di 6 e 10 anni. Un approfondimento sulla biologia di questa specie è tuttora in corso, propedeutico alla definizione di misure di conservazione e gestione sostenibile dello stock.

Bibliografia

CAMPANA S.E. (2014) - Age determination of elasmobranchs, with special reference to Mediterranean species: a technical manual. General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM). *Studies and Reviews*, **94**. FAO, Rome: 38 pp.

DUMAN Ö.V., BAŞUSTA N. (2013) - Age and growth characteristics of marbled electric ray *Torpedo marmorata* (Risso, 1810) inhabiting Iskenderun Bay, North-eastern Mediterranean Sea. *Turk. J. Fish. Aquat. Sci*., **13**: 541-549.

LAST P.R., WHITE W.T., DE CARVALHO M.R., SÉRET B., STEHMANN M.F.W., NAYLOR G.J.P. (2016) - *Rays of the world*. Cornell University Press, Ithaca, New York: 790 pp..

MINERVINI R., GIANNOTTA M., BIANCHINI M.L. (1985) - Observations on the fishery of Rajformes in central Tyrrhenian Sea. *Oebalia*, **11** (2): 583-591.

NOTARBARTOLO DI SCIARA G., SERENA F., UNGARO N., FERRETTI F., PHEEHA S., HUMAN B. (2009) - *Torpedo marmorata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T161328A5398909. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T161328A5398909.en.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 352-353

A. Ligas, F. De Carlo*, A. Massaro*, C. Musumeci, I. Rossetti*,
M. Sartini*, M. Sbrana, C. Viva, P. Sartor

C.I.B.M., Consorzio per il Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata,
V.le N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.
ligas@cibm.it
*Aplysia Soc. Coop. r.l., Livorno, Italia.

L'ESPANSIONE DELLA MAZZANCOLLA AMERICANA, *PENAEUS AZTECUS* IVES, 1891, NEL MAR TIRRENO SETTENTRIONALE E PRIMA SEGNALAZIONE DELLA SPECIE IN MAR LIGURE

ON THE EXPANSION OF THE NORTHERN BROWN SHRIMP, PENAEUS AZTECUS *IVES, 1891, IN THE NORTHERN TYRRHENIAN SEA, AND THE FIRST RECORD IN THE LIGURIAN SEA*

Abstract - *This study provides an update on the rising of northern brown shrimp,* Penaeus aztecus *Ives, 1891 (Crustacea Decapoda, Penaeidae), in the northern Tyrrhenian Sea and reports the first record of the species in the eastern Ligurian Sea. Biological data of the specimens collected are also given.*

Key-words: Penaeus aztecus, *alien species, first record, NW Mediterranean Sea.*

Introduzione - Negli ultimi decenni la diversità specifica del Mediterraneo sta mostrando importanti cambiamenti, principalmente a causa del riscaldamento globale, ma anche delle attività antropiche (Psomadakis *et al*., 2012). La mazzancolla americana, *Penaeus aztecus* Ives, 1891, è stata segnalata per la prima volta nel 2009 in Mediterraneo nelle acque turche, probabilmente veicolata dalle acque di zavorra delle navi (Deval *et al*., 2010); negli anni successivi la presenza della specie è stata riportata nel Mar di Levante, Egeo, Ionio, Tirreno, Stretto di Sicilia e Adriatico (Zava *et al*., 2018). La prima segnalazione nel Tirreno è del 2013 (Cruscanti *et al*., 2015); in seguito molti pescatori hanno riportato catture crescenti di "strani" gamberi. In questo contesto è stato deciso di dedicare particolare attenzione, durante i monitoraggi della pesca commerciale, alle catture della mazzancolla americana. Questa nota riporta informazioni su esemplari di *P. aztecus* raccolti nel 2018 nel Mar Tirreno settentrionale. Inoltre, viene riportata la prima segnalazione della specie nel Mar Ligure.

Materiali e metodi - Tra settembre e dicembre 2018, 45 esemplari di *P. aztecus* sono stati raccolti durante il campionamento biologico DCF della flotta a strascico di Porto Santo Stefano, il principale punto di sbarco del Mar Tirreno settentrionale. Un singolo esemplare è stato pescato con tramaglio, a 40 m di profondità, a 2 miglia a sud di Livorno (43.36N 10.37E), Mar Ligure sud-orientale (18/10/2018). Su ciascun esemplare sono stati raccolti dati su taglia (Lunghezza Carapace, LC), peso umido, sesso e stadio di maturità delle gonadi.

Risultati - Tutti gli esemplari di *P. aztecus* mostravano le caratteristiche tipiche della specie (Holthuis, 1980) (Fig. 1). La taglia delle femmine era compresa tra 39 e 59 mm LC, il peso tra 42,1 e 120,3 g; i maschi variavano da 32 a 41 mm LC e da 32,3 a 47,9 g. Tutti gli esemplari erano adulti; gran parte di essi, sia maschi che femmine, avevano le gonadi in maturazione/recupero. Solo alcune femmine erano prossime alla maturità, con ovario verde-oliva che occupava quasi interamente la porzione dorsale del cefalotorace.

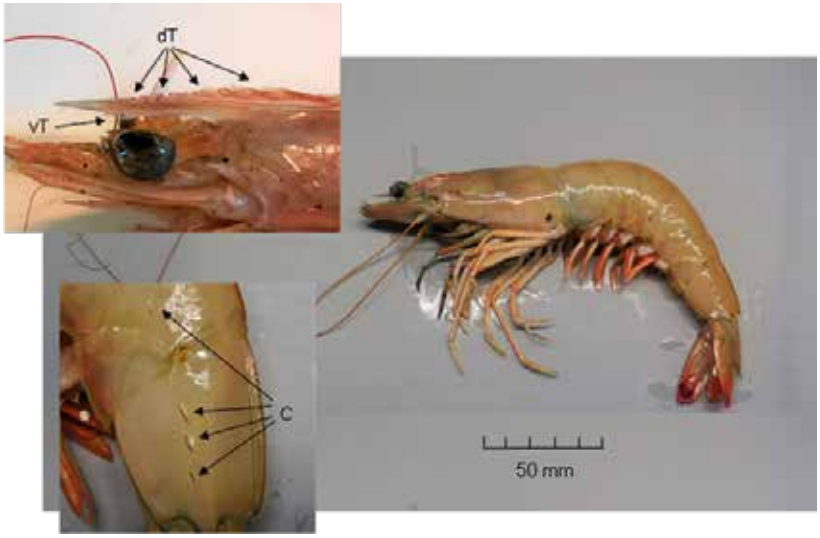


Fig. 1 - Femmina di *P. aztecus* (45 mm LC). In alto a sinistra: dettaglio del rostro con i denti dorsali e ventrali (dT e vT, rispettivamente). Sotto a sinistra: dettaglio delle cicatrici (C) sui somiti.
Female of P. aztecus *(45 mm CL). Top-left: detail of the rostrum with the dorsal and ventral teeth (dT and vT, respectively). Bottom-left: detail of the cicatrices (C) on the somites.*

Conclusioni - La mazzancolla americana è originaria dell'Atlantico occidentale, distribuita sulla piattaforma continentale dal Massachusetts allo Yucatan (Holthuis, 1980). Tra i crostacei peneidi del mondo è la specie con maggior valore commerciale. La comparsa e successiva espansione di *P. aztecus* in Mediterraneo sono molto apprezzate dai pescatori, dato che si tratta di una specie di grande taglia e buone qualità organolettiche. Occorre indagare l'impatto che l'introduzione di *P. aztecus* può generare sulla specie di mazzancolla nativa *Penaeus kerathurus*, Forskål, 1775, monitorandone la distribuzione e raccogliendo ulteriori dati sulla biologia ed ecologia della specie, in particolare sui giovanili, presenti maggiormente lungo la fascia costiera ed in acque salmastre.

Bibliografia

CRUSCANTI M., INNOCENTI G., ALVARADO BREMER J., GALIL B.S. (2015) - First report of the brown shrimp *Penaeus aztecus* Ives, 1891 (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) in the Tyrrhenian Sea. *Mar. Biodivers. Rec.*, **8**: e81.

DEVAL M.C., KAYA Y., GÜVEN O., GÖKOĞLU M., FROGLIA C. (2010) - An unexpected find of the western Atlantic shrimp, *Farfantepenaeus aztecus* (Ives, 1891) (Decapoda, Penaeidae) in Antalya Bay, eastern Mediterranean Sea. *Crustaceana*, **83** (12): 1531-1537.

HOLTHUIS L.B. (1980) - FAO species catalogue. Vol. 1. Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. *FAO Fish. Synop.*, **125**: 271 pp.

PSOMADAKIS P.N., GIUSTINO S., VACCHI M. (2012) - Mediterranean fish biodiversity: an updated inventory with focus on the Ligurian and Tyrrhenian seas. *Zootaxa*, **3263**: 1-46.

ZAVA B., INSACCO G., GALIL B.S. (2018) - The first record of the brown shrimp *Penaeus aztecus* Ives, 1891 in the central Adriatic coast of Italy. *BioInvasions Rec.*, **7** (3): 293-296.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 354-355

F. Maltagliati, M. Barbieri

Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Via Derna, 1 - 56126 Pisa, Italia.
ferruccio.maltagliati@unipi.it

ATTACCHI DEL PESCE SERRA (*POMATOMUS SALTATRIX*, ACTINOPTERYGII, POMATOMIDAE) SULL'UOMO

*BLUEFISH (*POMATOMUS SALTATRIX*, ACTINOPTERYGII, POMATOMIDAE) ATTACKS ON HUMANS*

Abstract - *We report cases found in scientific literature and online chronicles of attacks by bluefish* (Pomatomus saltatrix) *on humans. Although the occurrence of bluefish attacks is rare, the species should be considered a potential danger for bathing in marine coastal areas.*

Key-words: Pomatomus saltatrix, *attacks on humans, predatory behaviour, feeding frenzy.*

Introduzione - Il pesce serra, *Pomatomus saltatrix* (L., 1766), unico rappresentante della famiglia Pomatomidae, ha un'ampia distribuzione geografica, essendo presente in acque costiere tropicali e subtropicali di tutto il mondo, fatta eccezione per il Pacifico orientale. Da un paio di decenni, lungo le coste italiane, si ritiene che la specie sia andata incontro a un incremento demografico (Azzurro *et al*., 2011). Si tratta di un pesce predatore molto vorace, opportunistico ed aggressivo (Naughton e Saloman, 1984) che attacca e ferisce mortalmente le prede mediante denti affilati che possono superare il mezzo centimetro negli individui superiori ai 5 kg di peso. Gli individui di dimensioni più piccole (<1 kg di peso), tendono a formare banchi molto numerosi, la cui attività predatoria viene condotta in maniera gregaria. La frenesia alimentare deriva dal fatto che gli individui di *P. saltatrix* sono in grado di percepire quando un loro simile entra in attività predatoria; ciò stimola fortemente la loro aggressività, producendo una sorta di "reazione a catena" che manda rapidamente in frenesia alimentare tutto il banco (de Sylva, 1976). La specie mostra, inoltre, fenomeni di cannibalismo, con gli individui più grandi che occasionalmente cacciano quelli più piccoli o quelli feriti. È da evidenziare anche che l'aggressività nel pesce serra è talmente sviluppata da portarlo ad attaccare esseri viventi di mole assai superiore alla loro. A questo proposito, risulta interessante quanto riportò Ninni (1932) il secolo scorso: "I *Temnodon* (=*Pomatomus*) sono pesci voracissimi e aggrediscono quelli molto maggiori di loro. Pescatori turchi assicurano di aver visto nel Bosforo una vera battaglia di *Temnodon* contro un delfino il quale attraversando una schiera di quelli ne fu rabbiosamente aggredito, tanto che per salvarsi dai loro morsi eseguiva dei salti enormi". Viste le considerazioni sopra esposte ed alla luce del fatto che recentemente le cronache hanno riportato attacchi da parte di pesci sui bagnanti in alcune spiagge europee nella stagione estiva, ci si propone di raccogliere i dati disponibili al fine di verificare la pericolosità di *P. saltatrix* per l'uomo.

Materiali e metodi - I dati sono stati ottenuti mediante ricerca bibliografica nella letteratura scientifica; inoltre è stata effettuata un'approfondita ricerca delle informazioni presenti in rete, facendo particolare riferimento ai quotidiani online. Come termini di ricerca sono stati usati i nomi comuni di *P. saltatrix*, reperibili nell'apposita sezione su FishBase.org, in congiunzione con i termini "morso/morde", "attacco/attacca", e le loro traduzioni in inglese, spagnolo, francese e greco.

Risultati - Nella letteratura scientifica è presente un unico articolo riguardante il tema del presente lavoro (de Sylva, 1976). In questo articolo è riportato un impressionante episodio di attacchi di pesci serra su bagnanti avvenuto il 12 aprile

1974 intorno alle 9:30 di mattina ad Haulover Beach, una spiaggia nella parte settentrionale di Miami (Florida, U.S.A.). Poco prima i bagnini del posto avevano notato la presenza sottocosta di un denso banco di *Mugil curema*, inoltre quel giorno l'acqua era torbida. Attratto dai muggini, un banco misto di pesci serra e di *Caranx hippos* iniziò l'attività predatoria in maniera frenetica ed a pagarne le conseguenze furono undici bagnanti, cinque dei quali dovettero ricorrere a cure ospedaliere. Il caso più grave riguardò un bambino di dieci anni, che fu attaccato da un pesce serra mentre stava provando ad acchiappare i muggini con le mani. Il bambino subì una lacerazione molto profonda al dito indice della mano sinistra. Secondo le cronache, la Florida sembra essere uno dei teatri preferiti per questo tipo di incidente, con attacchi riscontrati più volte: nel 1975 ne fecero le spese due surfisti; nel 1976 un bagnante perse il dito indice a seguito delle ferite riportate, mentre altri 21 furono costretti a ricorrere alle cure mediche; nel 1987, cinque nuotatori subirono ferite multiple a braccia e gambe e, dopo essere stati soccorsi da un medico in spiaggia, furono portati in ospedale per la profilassi antitetanica. Nel Mediterraneo sono stati riportati attacchi in Spagna, nella Playa de San Juan (Alicante) e nella Playa de les Madrigueres in località di El Vendrell (Tarragona), rispettivamente nel 2006 e nel 2009. Durante l'attacco del 2006 una bambina riportò una grave lesione di tre tendini di una mano, cui hanno fatto seguito un intervento chirurgico d'urgenza e una lunga degenza. Nel 2009 ad una bambina di 11 anni è stato procurato un taglio di sei centimetri su un piede. In Italia si sono verificati almeno tre casi, tutti in Toscana: a Castagneto Carducci (LI) nel 1999, a Lido di Camaiore (LU) nel 2015 e a Rosignano Solvay (LI) nel 2017. In tutti i casi la vittima ha riportato profonde ferite ad un piede e l'attacco si è verificato in acqua molto bassa e torbida.

Conclusioni - *P. saltatrix* è da annoverare tra i potenziali pericoli legati alla balneazione. La frequenza di attacchi registrata è molto bassa e la possibilità di mortalità dovuta ai morsi di questo pesce pare piuttosto remota. La casistica riportata nel presente lavoro rappresenta comunque una sottostima, in quanto 1) soltanto i casi più gravi vengono riportati nelle cronache e 2) spesso la specie non viene identificata o viene confusa con altre. In Mediterraneo altri pesci, quali ad esempio il barracuda (*Sphyraena viridensis*), hanno la potenzialità di effettuare attacchi costieri all'uomo. È tuttavia opportuno puntualizzare che le ferite lasciate dai morsi dei pesci serra hanno quasi sempre una caratteristica forma ovale, a differenza di quelle provocate dai barracuda, che determinano lesioni lineari.

Bibliografia

AZZURRO E., MOSCHELLA P., MAYNOU F. (2011) - Tracking signals of change in Mediterranean fish diversity based on local ecological knowledge. *PLoS ONE*, **6** (9): e24885.

DE SYLVA D.P. (1976) - Attacks by bluefish (*Pomatomus saltatrix*) on humans in South Florida. *Copeia*, **1976** (1): 196-198.

NAUGHTON S.P., SALOMAN C.H. (1984) - Food of bluefish (*Pomatomus saltatrix*) from the U.S. south Atlantic and Gulf of Mexico. *NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC*, **150**: 1-37.

NINNI E. (1932) - Il *Temnodon saltator* (C.V.) nell'Adriatico e sua distribuzione geografica. *Atti Soc. Ital. Sci. Nat.*, **71** (3-4): 201-209.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 356-357

A. Massaro, F. De Carlo, I. Rossetti, A. Vannucci, D. Di Stefano[1], A. Bartoli[2], P. Sartor[1], G. Brajon[3]

Aplysia Soc. Coop. r.l., Via Menichetti, 35 - 57121 Livorno, Italy.
francesco.decarlo@aplysia.it
[1]CIBM, V.le N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italy.
[2]UNIMAR, Via Nazionale, 243 - 00184 Roma, Italy.
[3]IZS del Lazio e della Toscana "M. Aleandri", Via Appia Nuova, 1411 - 00178 Roma, Italy.

WEDGE CLAM (*DONAX TRUNCULUS*, LINNAEUS, 1758) FISHING ACTIVITY IN THE NORTHERN TUSCANY COAST

*LA PESCA DELLA TELLINA (*DONAX TRUNCULUS, *LINNAEUS, 1758) SULLA COSTA SETTENTRIONALE DELLA TOSCANA*

Abstract - *A survey with interviews, logbooks and biological data collection was carried out to collect information on the wedge clam,* Donax trunculus. *(Linnaeus, 1758), fishery in the northern Tuscany coast. First data about fleets, fishing operations, landings, composition of the catches and socio-economic parameters were provided.*

Key-words: *wedge clam,* Donax trunculus, *mechanised dredge (DRB), small-scale fisheries, Ligurian Sea.*

Introduction - Historically, the wedge clam, *Donax trunculus* (Linnaeus, 1758), is a highly appreciated bivalve mollusc in northern Tuscany coastal area; it is exploited by a small fleet of professional boats, belonging to the small-scale fishery. The gear used is the boat dredge, according to the current legislation (EU Reg. 1967/2006, EU Reg. 2016/2376, M.D. 22/12/2000, EU 179/1986, DPR 1639/1968). In the framework of a specific study on the wedge clam fishery promoted by the Tuscany Region (Brajon *et al*., 2019), this note provides a first description of the fishery.

Materials and methods - From November 2017 to June 2018 a survey was conducted, by means of interviews, logbook distribution and biological data collection, with the cooperation of fishermen's cooperatives, in the harbors of Marina di Pisa and Viareggio (south-eastern Ligurian Sea), where the wedge clam fishery is present. All information has been gathered through a standardized protocol, in order to collect data about boat characteristics, technical features of the gear, fishing operations, socio-economic parameters, as well as information on landings, catch composition and selectivity.

Results - The professional fishing with mechanized dredge is authorized in five coastal areas of northern Tuscan that comply with bacteriological parameters of the waters and sediments. A fishing closure is established from 1st to April 30th each year (M.D. 22/12/2000). Currently, there are 16 small size vessels licensed to fish the wedge clam, but for only 7 of them this fishery was the prevalent activity last year. Fishing operations are carried out on sandy bottoms, close to coastline and up to a maximum of 3.0-4.0 m in depth. The fishing gear is a boat dredge (DRB, according to DCF), specifically built for this fishery. It is made by a stainless steel frame rigged with a zinc-coated square mesh (10×10 mm) net equipped with a serrated blade mounting in the lower part; two lateral slides prevent the dredge from sinking and two wheels in the rear part lift the gear, facilitate the sand release. After anchor shooting, the boat goes backwards for the distance established and, once anchored, the gear is shooted. Then, the anchor rope is hauled with the hydraulic winch. Depending on the type of vessel, the winch is driven by the inboard engine (skiff) or by a small

auxiliary engine (paddle boat). The fishing activity needs particularly good meteo-marine conditions. In the monitored period, an average of 50-70 fishing days per year per boat were realized; the average landings of *D. trunculus* varied from 40 to 80 kg/fishing day/boat, without evident seasonal variations. It is a highly specialized fishery: the selection of the catch is due to the meshes of the gear and to the sieve: the biomass landed accounted for about 50% of the biomass caught; the other fraction, discarded at sea, was mostly due to specimens in good conditions of undersized wedge clams, other molluscs [*e.g. Lentidium mediterraneum* (O.G. Costa, 1839), *Donax semistriatus* Poli, 1795, *Mactra stultorum* (Linnaeus, 1758)], crustaceans and "debris". The presence of landed specimens of *D. trunculus* under the minimum size (20 mm L_{max}, EC Reg. 1967/2006) was negligible, the L_{50}, *e.g.* the size corresponding to 50% of the commercialized specimens was estimated at 20.9±0.21 mm L_{max} (Fig. 1).

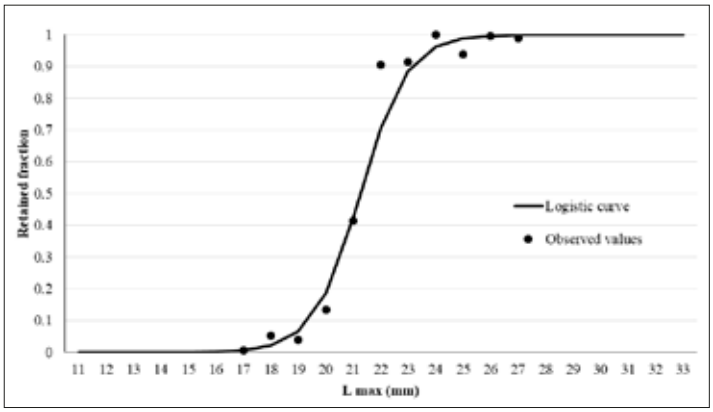


Fig. 1 - Selectivity curve of the boat dredge.
Curva di selettività del rastrello da natante.

Regarding socio-economic data, this fishery activity performed in 2018 an average income of about 15 k€/boat. The expenses are lower if compared with those of the other small scale fisheries; most of them concern fuel (about 2 k€/year/boat, on average). The crew is typically formed by one person, between 21 and 61 years old. The landed catch is mainly commercialized through a wholesaler, partly directly to restaurants, where the price is more profitable. Only in a few cases, fishermen sell directly to consumers.

Conclusions - The information collected with this study can be a support to implement Local Management Plans on the wedge clam fishery in Tuscany. Such initiatives are promoted by the professional fishermen, in order to guarantee a sustainable and profitable fishery, to promote the commercial value of the product and to counteract illegal fisheries.

References

BRAJON G. (RESP. SCI.), SARTOR P., SBRANA M., LIGAS A., VIVA C., ROSSETTI I., DE CARLO F., MASSARO A., VANNUCCI A., BARTOLI A., VOLIANI A. (2019) - Realizzazione di uno studio preliminare nell'area marina antistante al territorio regionale, finalizzata alla valutazione della risorsa dei molluschi, con particolare riferimento alle telline e all'individuazione di pratiche di pesca sostenibili, ai fini della costituzione di uno o più Consorzi di gestione. Regione Toscana, Relazione Finale: 71 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 358-359

D. Massi, A. Titone, G. Sinacori, N. Fiorentino*, C. Badalucco, F. Fiorentino

Istituto per le Risorse Biologiche e le Biotecnologie Marine (IRBIM), Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), S.S. Mazara del Vallo, Via L. Vaccara, 61 - 91026 Mazara del Vallo (TP), Italia.
daniela.massi@cnr.it
*Via Tritone, 13 - 90147 Palermo, Italia.

NOTE SULLA BIOLOGIA DI *RONDELETIOLA MINOR* E *SEPIETTA OWENIANA* (CEPHALOPODA, SEPIOLIDAE) DELLO STRETTO DI SICILIA

BIOLOGICAL NOTES ON RONDELETIOLA MINOR *AND* SEPIETTA OWENIANA *(CEPHALOPODA, SEPIOLIDAE) OF THE STRAIT OF SICILY*

Abstract *- Data on depth distribution, length at maturity, length-weight relationships and size structure of* Rondeletiola minor *and* Sepietta oweniana *in the Strait of Sicily are given.*

Key-words: Rondeletiola minor, Sepietta oweniana, *depth distribution, biological traits, Central Mediterranean.*

Introduzione - La seppiola minore *Rondeletiola minor* (Naef, 1912) e la seppiola comune *Sepietta oweniana* (d'Orbigny, 1839-1841) sono le specie di Sepiolidae più comuni in Mediterraneo. Sebbene attualmente presentino scarso interesse per la pesca, questi cefalopodi rivestono un ruolo importante nelle reti trofiche in quanto prede di vari pesci demersali e pelagici (Lefkaditou e Kaspiris, 2005). *R. minor* è presente nel Mar Mediterraneo e nell'Oceano Atlantico orientale, dal Portogallo fino al sud Africa, su fondi sabbioso-fangosi compresi tra 100 e 600 m. *S. oweniana* è presente in Mediterraneo e nell'Atlantico nord-orientale, dalle coste norvegesi a quelle marocchine su fondi molli da circa 50 m fino oltre 900 m, ma è nettamente più abbondante fra 200 e 500 m (Guerra, 1992). Questo contributo vuole aggiornare le informazioni, ancora oggi scarse e frammentarie, sulla biologia delle due specie nello Stretto di Sicilia.

Materiali e metodi - Le abbondanze numeriche per ora di strascico ottenute durante 9 campagne MEDITS nella GSA 16 (coste meridionali della Sicilia) dal 2008 al 2017 sono state elaborate per individuare la profondità preferenziale di presenza delle due specie. L'esame di un campione particolarmente abbondante (218 *R. minor* e 103 *S. oweniana*), raccolto in una cala tra 210 e 287 m condotta il 2 agosto 2016 ha consentito di fornire informazioni dettagliate su biometrie e maturità sessuale delle due specie. Per ogni individuo sono stati determinati il sesso, il peso (g) e la taglia (mm) espressa come lunghezza dorsale del mantello (LM). Sono stati identificati 3 stadi di maturità sessuale nei maschi (immaturo, in maturazione e maturo) e 6 nelle femmine (immatura, con uova molto piccole, piccole, medie, grandi e matura) secondo Mangold-Wirz (1963). È stata, inoltre, calcolata la relazione lunghezza-peso a sessi combinati mediante il classico modello allometrico.

Risultati - Nella serie temporale esaminata non sono evidenti trend significativi delle abbondanze in entrambe le specie. *S. oweniana* risulta complessivamente più abbondante di *R. minor* con il rapporto numerico tra le due specie pari a 1,7. *R. minor* risulta presente nell'intervallo batimetrico 19-521 m, ma preferisce i fondi tra 200 e 300 m (abbondanza media pari a 51±103 individui per ora su 35 cale positive). Le taglie dei maschi (143 individui) e delle femmine (75 individui) della cala esaminata

in dettaglio variano tra 14 e 28 mm LM con due mode ben strutturate a 18 e 22 mm LM senza evidenti differenze tra i sessi. La maggior parte degli esemplari di *R. minor* è risultata immatura [68 maschi, LM media (LMm)=18,6±2,7 mm; 30 femmine, LMm=17,1±1,7 mm] o in maturazione (46 maschi, LMm=20,4±2,2 mm; 45 femmine, LMm=22,1±2,3 mm), con soltanto alcuni maschi maturi (22 individui, LMm=22,1±1,4 mm). La relazione lunghezza-peso è $P(g)=0{,}0015LM\ (mm)^{2{,}3114}$ con $r^2=0{,}747$. *S. oweniana* risulta presente nell'intervallo batimetrico 19-766 m, preferendo i fondi tra 250 e 400 m (abbondanza media pari a 41±107 individui per ora su 93 cale positive). Le taglie dei maschi (61 individui) della cala esaminata variano tra 16 e 34 mm LM e quelle delle femmine (42 individui) tra 14 e 40 mm LM. I maschi presentano una distribuzione di frequenza delle lunghezze con tre mode evidenti (18, 28 e 34 mm LM), mentre quella delle femmine è bimodale (24 e 30 mm LM). La maggior parte degli esemplari di *S. oweniana* è risultata immatura (40 maschi, LMm=15,7±3,1 mm; 28 femmine, LMm=17,5±3,8 mm) o in maturazione (17 maschi, LMm=20,4±2,6 mm; 7 femmine, LMm=23,7±2,6 mm), con pochi individui maturi (4 maschi, LMm=22,8±0,7 mm; 7 femmine, LMm=24,1±2,7 mm). La relazione lunghezza-peso è $P(g)=0{,}0003LM\ (mm)^{2{,}826}$ con $r^2=0{,}9085$.

Conclusioni - La distribuzione batimetrica, la co-presenza delle due specie, le taglie di maturità ed il rapporto sessi corrispondono a quanto riportato in diverse aree del Mediterraneo, compreso lo Stretto di Sicilia (Belcari *et al*., 1989; Orsi Relini e Bertuletti, 1989; Jereb *et al*., 1997; Sartor *et al*., 1998). Tuttavia, l'esame della struttura di taglia di una cala singola particolarmente abbondante ha permesso di evidenziare la presenza di 2-3 mode ben strutturate, non evidenti nelle distribuzioni lunghezza frequenza cumulate di un intero *trawl survey* (*cfr.* Relini *et al*., 1999), suggerendo una forte disomogeneità spaziale nella distribuzione delle diverse coorti delle due specie.

Bibliografia

BELCARI P., BIAGI F., SARTOR P. (1989) - Sepiolinae (Mollusca, Cephalopoda) del Mar Tirreno Settentrionale. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat. Mem. Serie B*, **96**: 207-218.

GUERRA A. (1992) - Mollusca, Cephalopoda. In: Ramos M.A. *et al*. (eds), *Fauna Ibérica*. Vol. 1. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid: 327 pp.

JEREB P., MAZZOLA A., DI STEFANO M. (1997) - Sepiolinae (Mollusca: Cephalopoda) from the Strait of Sicily. *Sci. Mar*., **61** (4): 459-470.

LEFKADITOU E., KASPIRIS P. (2005) - Distribution and abundance of sepiolids (Mollusca: Cephalopoda) off the north-eastern Greek coasts. *Belg. J. Zool*., **135** (2): 199-204.

MANGOLD-WIRZ K. (1963) - Biologie des céphalopodes benthiques et nectoniques de la Mer Catalane. *Vie et Milieu*, **13** (Suppl.): 285 pp.

ORSI RELINI L., BERTULETTI M. (1989) - Sepiolinae (Mollusca, Cephalopoda) from the Ligurian Sea. *Vie et Milieu*, **39** (3/4): 183-190.

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): 694-698.

SARTOR P., BELCARI P., DE RANIERI S. (1998) - Biologia riproduttiva di *Sepietta oweniana* (Orbigny, 1840) nel Mar Tirreno settentrionale. *Biol. Mar. Mediterr*., **5** (1): 726-728.

Questo lavoro è stato svolto nell'ambito dell'European Data Collection Framework - Modulo Trawl Surveys MEDITS - finanziato dall'Unione Europea e dal Ministero delle Politiche Agricole Alimentari, Forestali e del Turismo.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 360-361

A. Mulas, A. Bellodi, A. Cau, R. Cannas, M.F. Marongiu, P. Pesci, C. Porcu, M.C. Follesa

Department of Life and Environmental Sciences, University of Cagliari,
Via T. Fiorelli, 1 - 09126 Cagliari, Italy.
amulas@unica.it

FIRST RECORDS OF *PENAEUS AZTECUS* IVES, 1891 (DECAPODA PENAEIDAE) IN SARDINIAN WATERS (CENTRAL-WESTERN MEDITERRANEAN)

PRIMI RINVENIMENTI DI PENAEUS AZTECUS IVES*, 1891 (DECAPODA: PENAEIDAE) NEI MARI SARDI (MEDITERRANEO CENTRO-OCCIDENTALE)*

Abstract - *The occurrence of* Penaeus aztecus *Ives, 1891 is reported for the first time in Sardinian waters. Two adult females were caught in 2019 by commercial trawl at 130 m depth. Considering the fast expansion of the species in the Mediterranean Sea and the biological features of the individuals, it is possible to hypothesize that the species could form stable populations also in this area.*

Key-words: Penaeus aztecus, *non-native species, bioinvasions, Sardinia, central-western Mediterranean.*

Introduction - The northern brown shrimp *Penaeus aztecus* Ives, 1891 is a penaeid decapod, commonly distributed in the North-western Atlantic, at depths from 0 to 165 m (Tavares, 2002). In 2009 the species was recorded for the first time in the Mediterranean Sea, from the Antalya Bay in Turkey, probably introduced through ballast waters (Özcan *et al*., 2019). Then, maybe due to the joint action of subsequent introductions through ballast waters and voluntary immissions for aquaculture purposes, this species rapidly expanded, establishing stable populations and becoming, in some areas, a commercial resource, occupying the same habitats of the autochthonous *Penaeus kerathurus* Forskål, 1775 (Sadek *et al*., 2018; Özcan *et al*., 2019). Considering that the problem of the introduction of non-native species in the Mediterranean Sea is of major concern for its implications on biodiversity (Özcan *et al*., 2019), any further information is of priority importance. Therefore, this study documents the new expansion of *P. aztecus* distribution in Mediterranean, reporting the first records from Sardinian waters (central-western Mediterranean).

Materials and methods - Two *P. aztecus* specimens (Fig. 1) were caught by trawl during two distinct commercial hauls, held in January and February 2019 by the fishing vessel Gisella off Cape Teulada (South-western Sardinia) at 130 m of depth (Tab. 1). Each individual was measured (Carapace Length, CL, in mm and Total Length, TL, in mm), weighted (Total Weight, TW, in g) and sexed (Anon., 2017). Then, specimens were photographed and identified according to Tavares (2002). Subsequently, the gastric mill was extracted from the bigger individual, taking care not to damage the samples and the mesocardiac ossicle appeared the most suitable in terms of growth bands visibility in order to determinate the age. Then, the specimens were fixed in 70% alcohol and preserved in the collection of the Department of Life and Environmental Sciences of the University of Cagliari.

Results - The two individuals were adult females ranging from 49.3 to 52.6 mm CL at recovering stage (Tab. 1). According to Tavares (2002), the specimens were identified as *P. aztecus* (Fig. 1) for: 8-9 teeth on the dorsal and 2 teeth on the ventral margin of the rostrum; long adrostral sulcus and carina, ending to the hind margin

of the carapace; broad dorsolateral sulcus on 6th abdominal segment; *thelycum* with lateral plates with their anteromedian angles divergent; first pereiopod with both basial and ischial spine; second pereiopod with the basial spine only; one cicatrix on the fifth abdominal segment; 3 cicatrices on the sixth abdominal segment. The observation of the mesocardiac ossicle revealed the presence of three distinct terminal growth bands.

Tab. 1 - Catch date, coordinates, depth and biological data about the two collected specimens.
Data, coordinate, profondità di cattura e dati biologici dei due esemplari collezionati.

Date	Latitude (N)	Longitude (E)	Depth (m)	CL (mm)	TL (mm)	TW (g)	Sex	Maturity Stage	Growth Bands
24/01/2019	38° 42' 14''	008° 37' 66''	130	49.3	204	68.2	F	recovering	-
04/02/2019	38° 43' 10''	008° 41' 13''	130	52.6	213	72.6	F	recovering	3

Fig. 1 - *P. aztecus* specimen of 52.6 mm CL caught on 04/02/2019 in Sardinian waters.
Esemplare di P. aztecus *di 52,6 mm LC catturato il 04/02/2019 nelle acque sarde.*

Conclusions - Recent studies stated that *P. aztecus* is extending its distribution in the Mediterranean fast (Sadek *et al*., 2018; Özcan *et al*., 2019). Since this species exploits the same habitats of the native *P. kerathurus*, establishing in some areas stable populations already commercially exploited and even targeted (Sadek *et al*., 2018; Özcan *et al*., 2019), its presence is matter of major concern for the possible negative effects on the local biodiversity. Considering that the Sardinian specimens were both adult females, it is possible to hypothesize that the species could form stable populations also in this area. Further studies could confirm this statement.

References

ANONYMOUS (2017) - MEDITS-Handbook. Version n. 9. MEDITS Working Group: 106 pp.

ÖZCAN T., ATEŞ A.S., ÖZCAN G. (2019) - The distribution of the alien species *Penaeus aztecus* Ives, 1891 (Decapoda, Peneidae) in the Mediterranean Sea. *Transylv. Rev. Syst. Ecol. Res.*, **21** (2): 41-48.

SADEK S., ABOU EL-SOUD W., GALIL B.S. (2018) - The brown shrimp *Penaeus aztecus* Ives, 1891 (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) in the Nile Delta, Egypt: an exploitable resource for fishery and mariculture? *BioInvasions Rec*., **7** (1): 51-54.

TAVARES M. (2002) - Shrimps. In: Carpenter K.E. (ed), *The living marine resources of the Western Central Atlantic. Vol. 1. Introduction, molluscs, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras*. FAO, Rome: 251-291.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 362-363

M. Romanelli

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale,
Via V. Brancati, 48/60 - 00144 Roma, Italia.
michele.romanelli@isprambiente.it

NOTA SULL'EVOLUZIONE RECENTE DEL "PESCATURISMO" IN ITALIA QUALE RILEVABILE DA ALCUNE FONTI BIBLIOGRAFICHE O DI ALTRA NATURA

NOTE ON THE RECENT EVOLUTION OF THE FISHING TOURISM IN ITALY AS ASSESSED ON SOME BIBLIOGRAPHIC AND OTHER DIFFERENT SOURCES

Abstract - *Italy was the first nation within EU and the Mediterranean Sea to rule tourist trips on board of professional fishing boats (activity frequently called "pescatourism") in 1992 but information on the matter is scarce. Anyway, a review of various sources suggests that pescatourism concerns 4-5% of the fleet.*

Key-words: *small-scale fisheries, tourism, Sardinia, Sicily, Mediterranean Sea.*

Introduzione - In Italia l'attività di "pesca-turismo" (ossia l'imbarco di persone non facenti parte dell'equipaggio a bordo di unità della pesca professionale marittima, onde effettuare pescate con reti da posta e altri attrezzi fissi, illustrare gli ambienti costieri interessati ed ottenere una giusta mercede per i servizi offerti) fu inizialmente regolamentata, a livello nazionale, nel 1992 e nel 1999 (MMM, 1992; MiPA, 1999). Con l'eccezione di Lazio, Molise e Sicilia, le regioni costiere italiane possiedono proprie norme sul pescaturismo, che sono coordinate con quelle nazionali (MiPA, 1999) ma, talvolta, sono più stringenti perché gli operatori devono seguire brevi corsi di formazione e/o registrarsi in elenchi (es. Regione Sardegna, 2015). A fronte di una normativa alquanto complessa (17 leggi o regolamenti in vigore per l'insieme delle regioni costiere), sono scarse le informazioni sulla consistenza del pescaturismo in Italia (o in altri Stati UE; Piasecki *et al*., 2016) e a riguardo il lavoro più dettagliato è tuttora quello curato dalla Soc. CENASCA (2006), secondo cui 460 barche furono autorizzate, in media, a questa attività nel 2003-2004, con 50% delle unità che in interviste del 2004 risultarono non avere avuto clienti in quell'anno. Inoltre, in alcune fonti vi è confusione tra pescaturismo e *charter* turistici per la pesca ricreativa (con barche adibite alla sola navigazione) e la rilevanza del primo tipo di attività è, quindi, assai sovrastimata (ANSA, 2011; Malvasi, 2016).

Materiali e metodi - Giacché in contatti preliminari (per posta elettronica) con alcune Capitanerie di porto o con uffici di altri enti è stata evidenziata la difficoltà di ottenere dati locali (in quanto le autorizzazioni per il pescaturismo sono spesso in archivi non informatizzati) le notizie sull'evoluzione del settore nel tempo sono state acquisite, per lo più, da siti Internet e pubblicazioni a stampa. I dati delle varie fonti sono stati attentamente confrontati per valutarne congruità e affidabilità.

Risultati - Secondo una pubblicazione *on line* dell'Osservatorio socio-economico pesca e acquacoltura (2015) nel 2015 nel Friuli-Venezia Giulia 23 imbarcazioni erano autorizzate al pescaturismo, 19 in Emilia-Romagna, circa 20 unità in Veneto e in questa regione vi erano 8 unità autorizzate al pescaturismo in acque lagunari sulla base di una differente legislazione. Nel Compartimento marittimo di S. Benedetto del Tronto (Marche sud) nel 2015 è stato messo a punto il marchio di qualità per il pescaturismo "In blu turismo sostenibile" (inserito in un elenco nazionale, *cfr.* URL: www.mise.gov.it) e vi hanno aderito 12-15 barche (Anon., 2017). Nei Compartimenti

di Bari, Livorno, Viareggio e Savona le barche autorizzate furono, nell'ordine e in media, 3, 14, 7 e 6 nel 2016-2017; nel Compartimento di La Spezia le unità furono circa 9 nel 2014 e 2015 (dati cortesemente forniti dalle 5 Capitanerie). In Sicilia il sito web dell'Assessorato regionale agricoltura, sviluppo rurale e pesca mediterranea (http://pti.regione.sicilia.it) a fine 2018 riportava elenchi, suddivisi per sottoaree, delle unità da pesca autorizzate al pescaturismo (con autorizzazioni delle sole Capitanerie), con indicazione della matricola e del porto di ogni unità. Trattasi di 90 imbarcazioni (classificate come motobarche), in 22 località. Per quanto riguarda la Sardegna, dalle diapositive di un intervento orale ad una conferenza regionale sulla pesca e l'acquacoltura tenutasi a Cagliari nell'ottobre 2011 risulta che in quell'anno 81 barche erano autorizzate al pescaturismo (Saba, 2011).

Conclusioni - Il confronto dei dati sopra riportati sui lotti di unità autorizzate al pescaturismo "attorno" al 2015 (nel 2011 per la Sardegna) con quelli del biennio 2003-2004 (CENASCA, 2006) indica che nel Triveneto, in Emilia-Romagna, nei sei citati Compartimenti e in Sicilia il numero totale di barche passò da 186 a circa 210 unità, con un incremento composto annuo del 1,1%. In Sardegna il tasso fu di +4,6% per anno nel 2004-2011, con il numero di barche passato da 59 a 81. Se si ammette che il tasso di crescita in Sardegna sia estendibile anche ad alcuni anni dopo il 2011, si ricava che il numero di barche autorizzate al pescaturismo può essere stimato in 575 su scala nazionale [di cui 96 nei C.ti sardi, per cui si ha la relazione x=(306*460)/245] per il 2015-2016. Tuttavia, in accordo con quanto riportato dalla Soc. CENASCA (2006), è ipotizzabile che solo parte delle unità abbiano svolto l'attività di pescaturismo, probabilmente anche a causa della modesta redditività associata alla necessità di tenere i prezzi bassi (≤40 € a testa per il 73% delle barche attive nel 2004).

Bibliografia

ANONIMO (2017) - Pescaturismo, escursioni in mare e tanto altro per scoprire le meraviglie del mare Adriatico. Vivere S. Benedetto (23.07.17). https://www.viveresanbenedetto.it/2017/07/24/pescaturismo-escursioni-in-mare-e-tanto-altro-per-scoprire-le-meraviglie-del-mare-adriatico/647223/.

ANSA (2011) - Turismo: 500 mila vacanzieri prendono il largo con pescatori (04.08.11). http://www.ansa.it/mare/notizie/rubriche/uominiemare/2011/08/04/visualizza_new.html_758397773.html.

CENASCA (2006) - *Linee guida per lo sviluppo del pescaturismo. Risultati di un'indagine nazionale e consigli per gli operatori*. Parte prima. La Piramide, Roma: 9-38.

MALVASI M. (2016) - Pescaturimo e ittiturismo. Due recenti frontiere di turismo responsabile. *L'Universo*, **96** (1): 80-107.

MINISTERO POLITICHE AGRICOLE (MIPA) (1999) - Decreto 13 aprile 1999, n. 293. Regolamento recante norme in materia di disciplina dell'attività di pesca-turismo, in attuazione dell'art. 27-*bis* della legge 17 febbraio 1982, n. 41 e successive modificazioni. *G.U. Ser. Gen.*, **197**: 4-7.

MINISTERO MARINA MERCANTILE (MMM) (1992) - Decreto 19 giugno 1992. Norme di attuazione dell'art. 27-*bis* della legge 17 febbraio 1982, n. 41, in materia dell'attività di pesca-turismo. *G.U. Ser. Gen.*, **150**: 13-14.

OSSERVATORIO SOCIO-ECONOMICO PESCA E ACQUACOLTURA (2015) - *Ittiturismo e pescaturismo in Veneto. Analisi e confronto con realtà limitrofe*. Veneto Agricoltura: 18 pp.

PIASECKI W., GŁĄBIŃSKI Z., FRANCOUR P., KOPER P., SABA G., MOLINA GARCÍA A., ÜNAL V., KARACHLE P.K., LEPETIT A., TSERVENIS R., ZIZILKAYA Z., STERGIOU K.I. (2016) - Pescatourism. A European review and perspective. *Acta Ichthyol. Piscat.*, **46** (4): 325-350.

REGIONE SARDEGNA (2015) - Legge regionale 11 maggio 2015, n. 11. Norme in materia di agriturismo, ittiturismo, pescaturismo, fattoria didattica e sociale e abrogazione della legge regionale n. 18 del 1998. *BURAS*, *Pt. I-II*, **22**: 7-17.

SABA G. (2011) - La diversificazione come strumento per garantire la sostenibilità. Conferenza sulle politiche della pesca e dell'acquacoltura. Cagliari, 24-26 ottobre 2011. doi: 10.13140/R.G.2.2.29975.57769.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 364-368

P. Sartor[1], P. Carpentieri[2], S. Cerasi[2], A. Criscoli[2],
F. De Carlo[3], A. Massaro[3], C. Musumeci[1], C. Viva[1], C. Pretti[1,4]

[1]CIBM, Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata,
V.le N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italy.
psartor@cibm.it
[2]Maja s.c.a.r.l., Roma, Italy.
[3]Aplysia s.c.a.r.l., Livorno, Italy.
[4]Dipartimento di Scienze Veterinarie, Università di Pisa, Italy.

POT FISHERY FOR COMMON OCTOPUS, *OCTOPUS VULGARIS* (CUVIER, 1797), IN THE COASTAL ZONE OF THE NORTHERN-CENTRAL TYRRHENIAN SEA

LA PESCA DEL POLPO COMUNE, OCTOPUS VULGARIS *(CUVIER, 1797), CON BARATTOLI NELLA FASCIA COSTIERA DEL MAR TIRRENO CENTRO-SETTENTRIONALE*

Abstract - *Fishing effort, characteristics of the gears and composition of the catch were investigated for the pot fishery for common octopus,* Octopus vulgaris *(Cuvier, 1797), in the northern-central Tyrrhenian Sea. It is a profitable fishery, recently developed by several small-scale vessels, which need to be properly managed to guarantee a sustainable exploitation, as well as to minimize the competition with other gears.*

Key-words: *set gears, small scale fishery,* Octopus vulgaris, *Tyrrhenian Sea.*

Introduction - The common octopus, *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797), is one of the most important commercial Cephalopods; it is caught with bottom trawling, set nets and traps, and is also one of the most appreciated species by the recreational fishers. In the last years, in several Italian areas (*e.g.* Tuscany, Latium, Sicily, Apulia and Molise), some vessels of the small scale fishery started to use plastics pots or tubes to catch the common octopus, in substitution of traps and set nets, commonly used by the artisanal fishermen (Pretti, 2019). These new gears take advantage of the tendency of the species to search for dens and refuges, especially on mobile sea bottoms, as mud and sand. Local fishermen noticed that large amounts of pots and tubes are used, often achieving abundant catches of *O. vulgaris*. They expressed their concerns on this new fishing typology still not managed, not only for the impact on the resource but also on the spatial competition of pots and tubes with the traditional set gears employed on the coastal zones. In this context, following the inputs of local and national management bodies, a specific study aimed at collecting information on this new fishing activity was promoted (Pretti, 2019). This note reports a summary of the main results obtained.

Materials and methods - The study was carried out from November 2018 to January 2019, following the fishing activity of two small scale fleets in Tuscany and Latium, in the coastal area of the Tyrrhenian Sea. The following activities were performed:

- embarks of scientific observers on board of two vessels of the small scale fleets of Porto Santo Stefano and Fiumicino, which were involved in the common octopus fishery with plastic pots. Data on fishing activity, fishing capacity and catch composition were gathered in each fishing trip monitored;
- analysis of landing data of *O. vulgaris*, coming from the ISTAT yearbooks, from the EU Data Collection activity, and from the statistics of auctions and fishing markets of Tuscany and Latium;
- interviews with fishermen of Tuscany, to gather information on fishing activities and the main issues related to the use of these new gears.

Results - In the area investigated, between the harbours of Piombino and Anzio, the fishery for *O. vulgaris* with plastic pots and tubes was the predominant activity for about 10 small scale vessels, from beginning of spring to late autumn. They mostly used plastic pots (length about 30 cm, internal diameter 9-10 cm, Figs. 1, 2), and in some cases PVC tubes (length 30-35 cm, internal diameter 10-12 cm). The number of pots used, unbaited, was variable and correlated with the size of the vessels; for each fishing trip the fishermen can check only a portion (from 300-400 to 1500-2000) of the pots placed on the bottom (until 4000-5000). Every gang (100-400 pots) is usually left at sea 3-4 days before to be hauled; therefore, a big amount of pots can be present at sea, causing possible spatial competitions with other set gears.

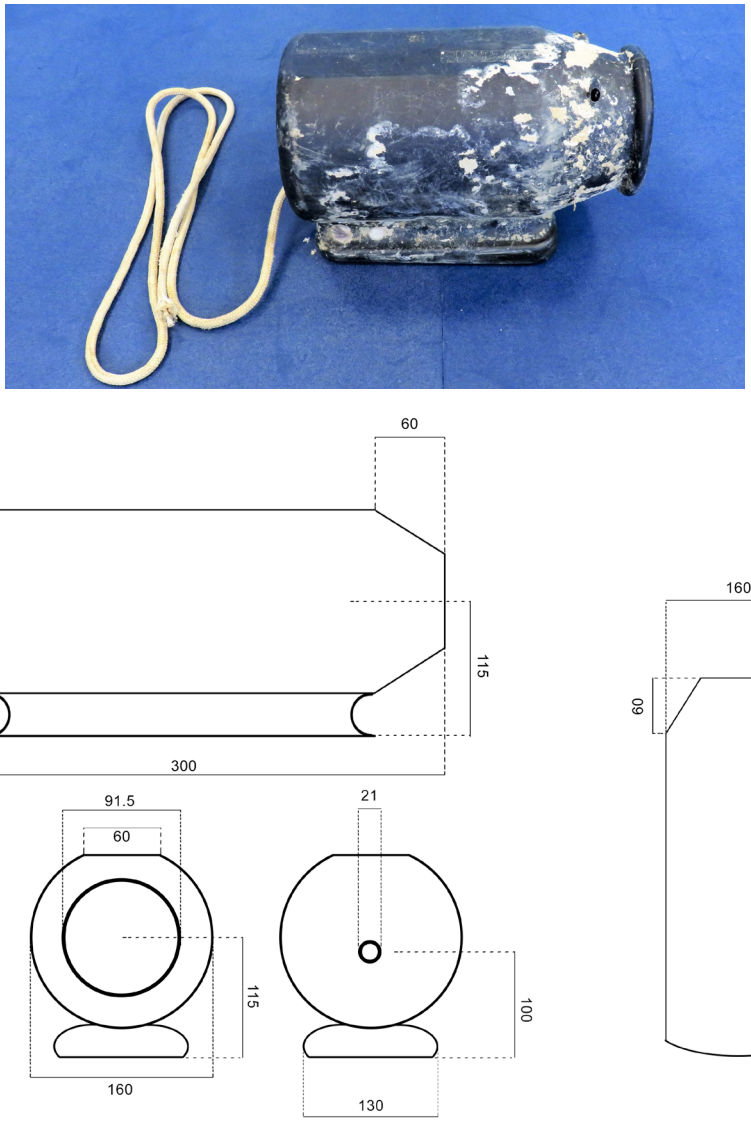


Fig. 1 - Scheme and measurements (in mm) of a plastic pot for common octopus.
Schema e misurazioni (in mm) di un barattolo per la pesca del polpo.

Fig. 2 - Plastic pots stowed on board.
Barattoli stivati a bordo.

During the investigated period, the fishing yields, although very variable, ranged from 30-40 to 150-180 kg of *O. vulgaris* (between 4 and 9 kg per 100 pots, Tab. 1). This generates good revenues, while the costs (*e.g.* for fuel or gear purchase) are usually low, if compared with those of other small scale fisheries.

Tab. 1 - Summary data on the fishing trips monitored during the study, in the area of Porto Santo Stefano (above) and Fiumicino (below).
Dati riassuntivi sulle uscite di pesca monitorate durante lo studio nell'area di Porto Santo Stefano (in alto) ed in quella di Fiumicino (in basso).

Date	Fishing operation	mean depth (m)	n° of plastic pots utilised	Catches		Yields	
				kg	n. of specimens	kg/100 pots	n. specimens/100 pots
12/11/2018	1	35.0	2000	176	154	8.8	7.7
14/11/2018	2	38.0	800	60	57	7.5	7.1
19/11/2018	3	35.0	800	34.5	34	4.3	4.3
15/11/2018	4	37.0	800	51	46	6.4	5.8
22/11/2018	5	36.0	1600	140	111	8.8	6.9
Date	**Fishing operation**	**mean depth (m)**	**n° of plastic pots utilised**	**Catches**		**Yields**	
				kg	**n. of specimens**	**kg/100 pots**	**n. specimens/100 pots**
12/11/2018	1	14.0	300	19	18	6.3	6.0
22/11/2018	2	14.0	300	11	9	3.7	3.0

Pots resulted highly selective (100% of the catch was made by *O. vulgaris*), even more of the common traps. The impact on the sea bed is negligible; the pots were selective also on specimens caught, which were of medium-large size (Figs. 3, 4): the specimens lower than 7 cm in mantle length (lower than 300-350 g) were occasionally caught and usually they were returned at sea alive and in good conditions.

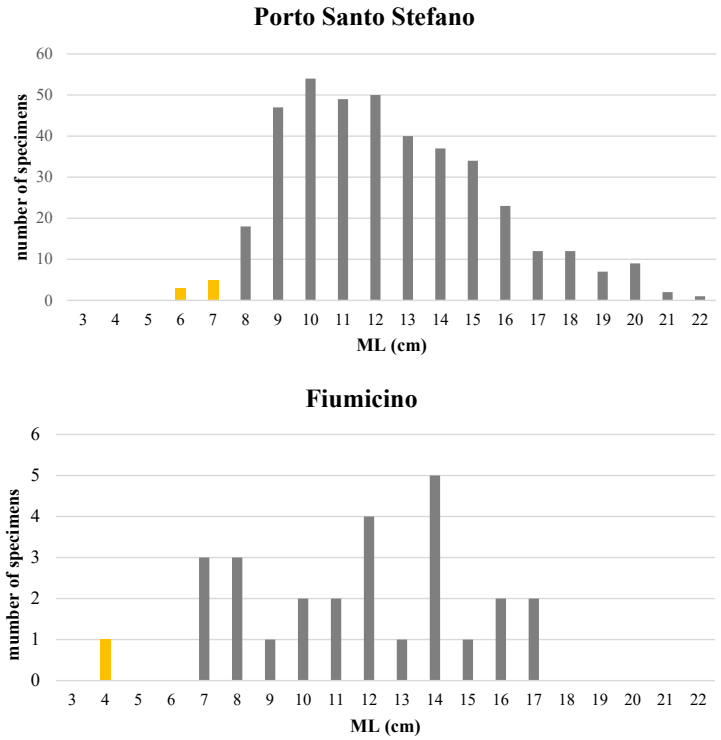


Fig. 3 - Size frequency distribution of the octopuses caught during the study (in grey the landed specimens, in yellow the discarded ones).
Distribuzione taglia frequenza dei polpi catturati durante lo studio (in grigio sono rappresentati gli animali sbarcati, in giallo quelli scartati).

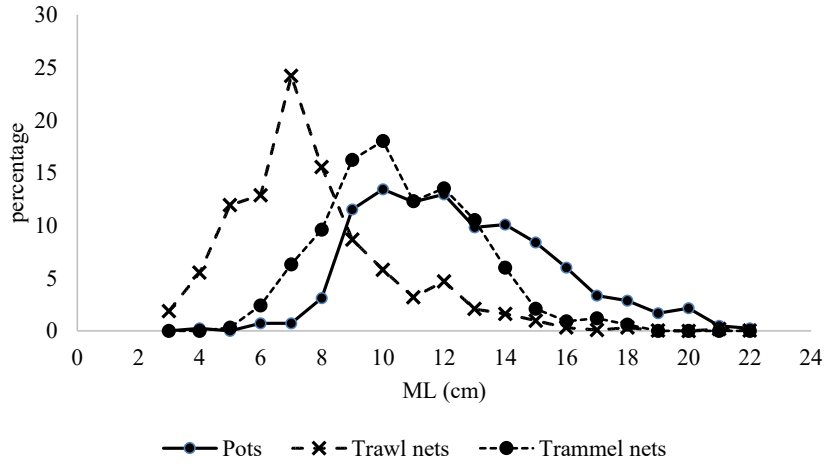


Fig. 4 - Size frequency distribution of the *O. vulgaris* landed with pots (present study) and with other gears (DCF data), in the northern and central Tyrrhenian Sea.
Distribuzione di taglia degli esemplari di O. vulgaris *sbarcati con barattoli (presente studio) e con altri attrezzi (dati DCF), nel Mar Tirreno centro-settentrionale.*

Conclusions - The biological characteristics of *O. vulgaris*, like fast growth and short life span (Belcari e Cuccu, 2017), make this species rather resilient to the fishing pressure; however, it is important do not exceed with fishing mortality both on juveniles and mature specimens. Pot fishery can represent an opportunity to diversify fishing effort and pressure on the coastal areas, but only if included in a specific management context. Several technical measures (*e.g.* maximum number of pots, minimum size for the octopuses landed, fishing seasons and zones), enforced in other Mediterranean areas where this fishery is widespread (*e.g.* Spain), can offer useful hints to manage the use of plastic pots also in Italy. A co-management system should be implemented, taking into considerations both the suggestions from fishermen, the biological aspects of the species and the existing legislative context. Currently, some positive experiences of small scale fisheries management are present in Italy, such as those for the octopus fishery in Oristano, Sardinia (Mereu *et al*., 2018) and for the transparent goby fishery in Liguria and Tuscany (Lanteri *et al*., 2014).

References

BELCARI P., CUCCU D. (2017) - *Octopus vulgaris*. In: Sartor P., Mannini A., Carlucci R., Massaro E., Queirolo S., Sabatini A., Scarcella G., Simoni R. (eds), Sintesi delle conoscenze di biologia, ecologia e pesca delle specie ittiche dei mari italiani / *Synthesis of the knowledge on biology, ecology and fishery of the halieutic resources of the Italian seas Biol. Mar. Mediterr.*, **24** (Suppl. 1): 106-113.

LANTERI L., GARIBALDI F., MANNINI A., FRANCO A., CAPPANERA V., MANARATTI G., RELINI G. (2014) - La pesca del rossetto *Aphia minuta* (Risso, 1918) in Liguria nelle stagioni 2011/12 e 2012/13. *Biol. Mar. Mediterr.*, **21** (1): 277-278.

MEREU M., CAU A., AGUS B., CANNAS R., FOLLESA M.C., PESCI P., CUCCU D. (2018) - Artificial dens as a management tool for *Octopus vulgaris*: evidence from a Collaborative Fisheries Research project (central western Mediterranean Sea). *Ocean Coast. Manage.*, **165**: 428-433.

PRETTI C. (sci. resp.) (2019) - Caratterizzazione e impatto della pesca del polpo comune, *Octopus vulgaris*, con attrezzi assimilabili a "barattoli", nella fascia costiera del Mar Tirreno settentrionale e centrale. MIPAAFT, Relazione Finale: 41 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 369-370

R. Silvestri, F. Cassola[1], C. Viva, A. Voliani[2]

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata "G. Bacci" (CIBM),
Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.
r.silvestri@cibm.it
[1]ARPAL, Genova, Italia.
[2]ARPAT, Livorno, Italia.

LA PESCA RICREATIVA CON I PALANGARI IN DUE AREE DEL MAR LIGURE

RECREATIONAL FISHERY BY LONGLINES IN TWO AREAS OF THE LIGURIAN SEA

Abstract - *Maritime recreational fishery in Italy is carried out by a very large number of people. Longlines are also allowed to non-professionals but limited to 200 hooks per boat. This paper compares the performance of certain sorts of recreational longlines in two areas of the Ligurian Sea. The results are quite similar to each other and yields are about 2 kg/100 hooks.*

Key-words: *recreational fishery, longlines, Ligurian Sea.*

Introduzione - La pesca ricreativa marittima è una delle attività del tempo libero più tradizionali, antiche e diffuse a livello planetario; in Italia si stimano circa due milioni di praticanti (Hyder *et al*., 2018). L'attuale legislazione italiana permette la pratica della pesca ricreativa in mare senza licenza, mediante un attestato di comunicazione (D.M. 6/12/2010), consentendo l'utilizzo di alcuni attrezzi individuali e non individuali, con limitazioni d'uso, in accordo con la normativa UE (Reg. CE 1967/2006). I palangari sono ritenuti strumenti selettivi (Ferretti *et al*., 2002) e sono in uso sia nella pesca professionale che ricreativa; per quest'ultima sono consentiti sino a 200 ami ad imbarcazione, qualsiasi sia il numero dei pescatori a bordo, ma con divieto d'uso se mirato alla cattura di specie altamente migratorie. Questo lavoro ha l'obiettivo, per la prima volta in Italia, di fornire informazioni relative alla capacità di cattura dei palangari gestiti da pescatori ricreativi.

Materiali e metodi - I dati sono stati raccolti dal 2001 al 2018 e si riferiscono alle catture di 167 azioni di pesca corrispondenti complessivamente a 27612 ami, effettuate con palangari da barche da diporto in due aree del Mar Ligure: la costa da Moneglia a Bonassola in Liguria e da Livorno alle Secche di Vada in Toscana. Sono state usate tre categorie di palangaro: leggero di fondo/superficie, leggero di fondo e pesante di fondo; i fondali interessati sono compresi tra 5 e 50 m di profondità con substrati misti di roccia, sabbia e prateria di *Posidonia oceanica*. Come esca sono stati usati cefalopodi, policheti, sardine ed oloturie per i palangari leggeri, con posa sia diurna che notturna, mentre nei palangari pesanti, con posa diurna, sono state usate esclusivamente sardine. Le specie ittiche catturate sono state suddivise in prima, seconda e terza categoria di qualità, in analogia col valore commerciale. I rendimenti sono stati calcolati come grammi di cattura ogni 100 ami, considerando, per ogni area e tipo di attrezzo, la somma delle catture e degli ami complessivamente impiegati.

Risultati e conclusioni - Nella Tab. 1 sono riportati i rendimenti delle principali specie catturate, suddivise per categoria di qualità, separatamente per area e tipo di palangaro. I risultati complessivi nelle due aree sono molto simili con rendimenti leggermente maggiori in Toscana grazie all'apporto del palangaro di tipo pesante, non analizzato in Liguria per la scarsità di dati a disposizione. Quest'ultimo si distingue anche per la minore qualità del pescato, costituito essenzialmente da murene e gronghi.

Tab. 1 - Rendimenti in g/100 ami, per area e tipo di attrezzo, delle principali specie catturate.
Yields in g/100 hooks, by area and type of gear, of the main captured species.

		TOSCANA				LIGURIA		
SPECIE	CATEGORIA	LEGGERO F/S	LEGGERO F	PESANTE F	TOTALE	LEGGERO F/S	LEGGERO F	TOTALE
NUMERO DI AMI		2551	4695	3876	11122	12480	4010	16490
Diplodus sargus	1	292	748	19		551	177	
Sparus aurata	1	137	342	0		403	297	
Dicentrarchus labrax	1	243	21	0		37	27	
Dentex dentex	1	0	0	83		38	140	
Pagellus erythrinus	1	0	86	0		67	40	
Epinephelus marginatus	1	0	0	121		0	0	
Altre specie	1	0	83	21		85	52	
TOTALE	1	672	1280	244	780	1181	733	1072
Oblada melanura	2	941	5	0		248	35	
Diplodus vulgaris	2	59	97	0		117	45	
Trachinus araneus	2	0	0	13		10	237	
Trachinus radiatus	2	0	0	0		6	132	
Pomatomus saltatrix	2	20	0	0		111	0	
Chelidonichthys lucerna	2	0	0	102		0	0	
Altre specie	2	104	37	6		190	75	
TOTALE	2	1124	139	121	359	682	524	643
Muraena helena	3	0	0	1633		52	20	
Conger conger	3	110	104	475		92	50	
Trachurus mediterraneus	3	65	4	0		15	17	
Altre specie	3	37	11	223		35	7	
TOTALE	3	212	119	2331	911	194	94	170
TOTALE	1+2+3	2007	1539	2696	2050	2057	1352	1885

L'analisi delle catture ottenute con 167 azioni di pesca effettuate con i palangari da pescatori ricreativi in due diverse aree del Mar Ligure, fornisce per la prima volta informazioni su questa attività in Italia. I rendimenti totali sono risultati relativamente simili e conformi alla normativa per la pesca ricreativa; essi differiscono nella composizione del pescato in relazione al tipo di attrezzo ed agli ambienti dove sono state condotte le azioni di pesca. Se confrontiamo questi risultati con quelli di una ricerca che simulava un uso professionale dell'attrezzo, nell'area delle Secche della Meloria (Sartor, 2005), osserviamo differenze importanti nei rendimenti (circa 670 g contro circa 2000 g nel presente lavoro). Queste differenze sono probabilmente attribuibili alla difficoltà di mantenere l'attrezzo in efficienza per un uso continuato nel tempo quando aumenta lo sforzo di pesca; è per questo motivo che il palangaro di fondo è utilizzato quasi esclusivamente dai pescatori ricreativi piuttosto che dai professionisti.

Bibliografia

FERRETTI M., TARULLI E., PALLADINO S. (2002) - Classificazione e descrizione degli attrezzi da pesca in uso nelle marinerie italiane con particolare riferimento al loro impatto ambientale. *Quaderni ICRAM*, **3**: 1-128.

HYDER K., WELTERSBACH M.S., ARMSTRONG M. *et al*. (2018) - Recreational sea fishing in Europe in a global context - Participation rates, fishing effort, expenditure, and implications for monitoring and assessment. *Fish Fish*., **19** (2): 225-243.

SARTOR P. (2005) - Sperimentazione del palangaro di fondo e valutazione delle sue possibilità di impiego da parte della flottiglia di pesca artigianale livornese. Regione Toscana, Regolamento U.E. 1263/99. SFOP, Programma di ricerca 1 MI 03. Rapporto finale: 55 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 371-372

R. Silvestri, S. De Ranieri, P. Sartor, M. Sbrana

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata "G. Bacci" (CIBM),
Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italia.
r.silvestri@cibm.it

LA PESCA RICREATIVA E SPORTIVA NEL MARE DI LIVORNO

RECREATIONAL AND SPORT FISHERIES IN THE SEA OF LIVORNO

Abstract *- Data on the recreational and sport fisheries performed in the sea off the Municipality of Livorno were collected in 2013 by means of interviews and revision of the existing information. The results show the great magnitude of this sector, involving about 40,000 people, 6,000 boats and a variety of gears and fishing methods.*

Key-words: *recreational and sport fishery, boating, Ligurian Sea, Italy.*

Introduzione - L'area costiera marittima del Comune di Livorno è delimitata a nord dallo Scolmatore dell'Arno ed a sud dalla foce del torrente Chioma; inoltre comprende l'isola di Gorgona e le Secche della Meloria, area recentemente inclusa in una AMP. In questa zona è storicamente presente un'intensa attività di pesca sportiva e ricreativa in mare, che viene praticata sia dalla costa, sia per mezzo di imbarcazioni da diporto, utilizzando svariate tipologie di attrezzi e metodologie di pesca. Al momento non esistono informazioni quantitative sul numero di praticanti, sugli attrezzi utilizzati e sulle catture relative a questa attività, che presenta notevoli ricadute a livello di interazione sociale, economico, ed anche per lo sfruttamento delle risorse ittiche. Lo scopo di questa nota, condotta nell'ambito di un'indagine promossa dal Comune di Livorno, è quella di fornire una prima caratterizzazione dettagliata della pesca ricreativa e sportiva.

Materiali e metodi - In primo luogo è stata condotta una revisione dei dati raccolti attraverso il censimento Nazionale promosso dal MIPAAF (D.M. 6/12/2010) e di quelli archiviati dai locali Circoli Nautici. Successivamente, nell'ottobre 2013, sono stati distribuiti questionari, anche on-line, alla popolazione di Livorno e ai cinque "Moletti" ove si concentrano i pescatori ricreativi: Nazario Sauro, Ardenza, Antignano, Quercianella e Chioma. Le domande del questionario erano finalizzate a raccogliere informazioni sul numero di praticanti, sul numero e le caratteristiche delle barche, sull'attività di pesca, sugli attrezzi utilizzati e sulla logistica della nautica e della pesca.

Risultati - Le barche sono ormeggiate nei fossi cittadini, nelle darsene, nel Porto Mediceo e nei cinque porticcioli del territorio comunale, chiamati "Moletti". Secondo il censimento MIPAAF, in Toscana sono presenti 224.073 pescatori ricreativi e 25.000 barche da diporto, di cui circa 6.000 nel territorio comunale di Livorno. Per ogni imbarcazione gravitano circa 6 persone, più l'indotto dei negozi di articoli da pesca e nautica, abbigliamento e cantieristica; questo porta a stimare che, su una popolazione comunale di circa 160.000 abitanti, un quarto risulti interessato da questo settore, con una media di una imbarcazione ogni 28 persone residenti. Il primo questionario ha interessato 718 imbarcazioni (Nazario Sauro 220, Ardenza 260, Antignano 88, Quercianella 80, Chioma 70); 270 di queste (38%) effettuano saltuariamente o continuativamente pesca ricreativa, e 150 armatori (55%) posseggono un magazzino/cantina per ricoverare attrezzature da pesca o nautiche. Riguardo all'attività di pesca, 34 imbarcazioni (12%) la praticano più di 100 giorni l'anno, 88 (33%) circa 50 giorni

l'anno, 90 (34%) circa 30 giorni l'anno, 58 (21%) sino a 20 volte l'anno. Per le tecniche di pesca: 90 imbarcazioni (33%) abitualmente usano il palangaro, 59 barche (22%) la traina, 56 (21%) il bolentino, 25 imbarcazioni (9%) usano la lenza ai molluschi cefalopodi, 25 (9%) la canna da barca; infine 15 imbarcazioni (6%) sono usate per la pesca subacquea. Gli areali di pesca più frequentati sono, per le barche ormeggiate nei "moletti" a nord, le aree limitrofe agli ormeggi, le zone autorizzate dell'AMP delle Secche della Meloria, l'area della "Luminella" a nord del porto di Livorno, ma anche il litorale pisano dal Calambrone sino alla foce dell'Arno; le barche ormeggiate nei "moletti" più a sud, Quercianella e Chioma, pescano prevalentemente da Antignano-Castello del Romito sino a Castiglioncello e circa il 10% si spinge sino alle Secche di Vada. Il questionario on-line sulla fruizione dell'ambiente marino "Il mio mare...il nostro mare", ha registrato in totale 726 accessi. Le informazioni ottenute riportano che il 99% dei residenti nel comune di Livorno intervistati frequenta abitualmente la costa, di questi il 55% lo fa per balneazione ed il 27% per pesca ricreativa, il 10% per attività di snorkeling e di trekking. Le uscite per pesca ricreativa, che comprendono la pesca dalla costa oltre che quella dalla barca, risultano meno di 50 all'anno per il 54% degli intervistati, tra 50 e 100 per il 25%, oltre 100 per il 21%.

Conclusioni - La pesca ricreativa è un'attività amatoriale svolta nel tempo libero, senza finalità commerciali e con un numero limitato di attrezzi. La pratica di questa disciplina ha raggiunto negli ultimi anni una dimensione tale da essere menzionata dalla FAO e dalla normativa UE, con la raccomandazione che venga praticata in maniera sostenibile ed in modo da non interferire con la pesca professionale (Gaudin e De Joung, 2007; UE, 2013). A Livorno questa attività, svolta sia dalla barca che dalla costa, rappresenta una realtà sociale importante, con un considerevole indotto economico. Ad oggi non sono disponibili dati quantitativi sullo sforzo di pesca, che sarebbero molto utili specialmente per aree di particolare interesse ambientale come l'AMP Secche della Meloria. A questo proposito si auspica che al più presto sia disposta anche per i pescatori ricreativi una licenza di pesca che preveda l'obbligo di compilazione di *loogbook* giornalieri, strumenti già in uso in molti paesi europei. Purtroppo, anche a Livorno, come nel resto delle coste italiane, seppure manchino stime ufficiali e dati quantitativi, vi sono numerose segnalazioni di una pesca "pseudo-professionale", esercitata da falsi pescatori ricreativi oltre i limiti consentiti dalle normative vigenti, che causa notevoli attriti con i pescatori professionisti e potrebbe depauperare alcune importanti risorse ittiche. La crisi economica di questi anni, che non ha risparmiato il territorio livornese, ha portato in taluni casi a ritenere il mare una fonte di guadagno senza regole e senza limiti, una sorta di ammortizzatore sociale (Cooke e Cowx, 2004).

Bibliografia

COOKE S.J., COWX I.G. (2004) - The role of recreational fishing in global fish crises. *BioScience*, **54** (9): 857-859.

GAUDIN C., DE YOUNG C. (2007) - Recreational fisheries in the Mediterranean countries: a review of existing legal frameworks. *Studies and Reviews. GFCM*, **81**. FAO, Rome: 1-85.

UE (2013) - Regolamento (UE) N. 1380/2013 del Parlamento Europeo e del Consiglio, dell'11 dicembre 2013 relativo alla politica comune della pesca, che modifica i regolamenti (CE) n. 1954/2003 e (CE) n. 1224/2009 del Consiglio e che abroga i regolamenti (CE) n. 2371/2002 e (CE) n. 639/2004 del Consiglio, nonché la decisione 2004/585/CE del Consiglio. *Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea*, L. 354: 22-61.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 373-374

N. Ungaro, A. Pastorelli, F. Lefons

Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione dell'Ambiente (ARPA) Puglia,
C.so Trieste, 27 - 70126 Bari, Italia.
n.ungaro@arpa.puglia.it

INFLUENZA DELLA DIMENSIONE DI MAGLIA DI UNA RETE AD IMBROCCO SULLA SELETTIVITÀ DI ALCUNE SPECIE ITTICHE MARINE MIGRANTI NELLE ACQUE DI TRANSIZIONE PUGLIESI

INFLUENCE OF GILL NET MESH DIMENSION ON SELECTIVITY OF SOME MARINE MIGRANT FISH SPECIES IN THE APULIAN TRANSITIONAL WATERS

Abstract *- A multi-mesh gill net was used for the sampling of marine migrant fish species in the Apulian transitional waters, in order to estimate selectivity parameters. Three different meshes have been tested with bar length of 24, 28 and 32 mm, respectively. Results highlighted the best compromise between optimum catch length and maturity length using 32 mm mesh bar length for* Dicentrarchus labrax *and* Sparus aurata*, while 28 mm mesh bar length for* Chelon auratus*.*

Key-words: *fishery resources, fishing gear selectivity, transitional waters, Mediterranean Sea.*

Introduzione - Le acque di transizione, così come definite dalla Direttiva "Acque" (2000/60/CE), sono ambienti caratterizzati da una fauna ittica composita, che comprende anche specie definite come "marine migranti" (Franco *et al*., 2008; Catalano *et al*., 2017). Molte di queste sono sfruttate dalle attività locali di pesca, e dunque, per gestirle in maniera sostenibile, è necessario adottare pratiche e strumenti di prelievo idonei allo scopo. In tale contesto, la selettività degli attrezzi è uno degli aspetti da prendere in considerazione (Holt, 1963; Sparre e Venema, 1998). In questo studio si è investigato come la dimensione di maglia possa influire sulla selettività di una rete ad imbrocco utilizzata sperimentalmente in alcune acque di transizione pugliesi.

Materiali e metodi - Nel periodo tra il 2010 e il 2016 sono state effettuate pescate sperimentali, in primavera e in autunno, nelle acque di transizione individuate sul territorio della Puglia (le lagune di Lesina e Varano, i laghi Alimini, i due seni del Mar Piccolo, la baia di Porto Cesareo). Le pescate, di durata standardizzata in stazioni fisse (11 stazioni in totale), sono state realizzate utilizzando una rete ad imbrocco multimaglia sperimentale alta 1,7 m. La lunghezza di ogni singola rete era pari a 150 m, risultante dall'unione di tre pezze da 50 m con misura di maglia rispettivamente uguale a 24, 28 e 32 mm di lato; per ogni stazione/cala di pesca si sono posizionate in contemporanea tre reti da 150 m con le stesse caratteristiche, per una lunghezza totale dell'attrezzo fisso pari a 450 m. Al termine di ogni pescata le catture sono state catalogate per ogni tratto di rete/maglia, individuando le specie ittiche e misurando la lunghezza totale dei singoli individui. I dati ottenuti sono stati poi elaborati per stimare i parametri di selettività della rete ad imbrocco multimaglia utilizzata rispetto alle catture di tre specie ittiche marine migranti *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758), *Chelon auratus* (Risso, 1810) e *Sparus aurata* Linnaeus, 1758; per le stime di selettività si è applicato il metodo indiretto riportato in Sparre e Venema (1998), basato su curve di selezione descritte da un modello di distribuzione normale.

Risultati - Nel periodo indagato la rete ad imbrocco multimaglia ha catturato un numero di *D. labrax*, *C. auratus* e *S. aurata* rispettivamente pari a 210, 297 e 307 individui, con le tre specie che insieme incidono per oltre il 40% (11%, 15% e

16%) dell'abbondanza di tutte le specie ittiche pescate. Nella Tab. 1 si riportano i dati sintetici di cattura delle tre migranti marine, divisi per misura di maglia e con l'indicazione dell'intervallo di taglia selezionato. L'applicazione del modello di stima ha permesso di ottenere, per ognuna delle tre specie e delle tre misure di maglia della rete, i valori dei fattori di selezione (SF) e quelli di lunghezza ottimale di cattura (Lc) riportati nella Tab. 2.

Tab. 1 - Dati di cattura per misura di maglia con l'indicazione dell'intervallo di taglia selezionato.
Catch data per mesh size with the indication of the fish total length ranges.

	TOTALE	Lato di Maglia 24 mm		Lato di Maglia 28 mm		Lato di Maglia 32 mm	
	N° individui	N°	LT min - max (mm)	N°	LT min - max (mm)	N°	LT min - max (mm)
Sparus aurata	307	116	120-390	73	130-380	118	140-450
Chelon auratus	297	178	155-345	87	160-365	32	160-475
Dicentrarchus labrax	210	59	185-355	74	200-350	77	225-360

Tab. 2 - Fattori di selezione (SF) e lunghezze ottimali di cattura (Lc) per misura di maglia e specie.
Selection factors (SF) and optimum catch lengths (Lc) per each mesh size and species.

	Lato di Maglia 24 mm		Lato di Maglia 28 mm		Lato di Maglia 32 mm	
	SF	Lc (mm)	SF	Lc (mm)	SF	Lc (mm)
Sparus aurata	6,2	150	6,2	174	6,2	198
Chelon auratus	11,3	271	11,0	309	10,8	345
Dicentrarchus labrax	9,5	228	9,4	264	9,4	300

Conclusioni - Come ben noto, la selettività degli attrezzi da pesca ha una diretta influenza sugli stock ittici sfruttati (Holt, 1963; Sparre e Venema, 1998), e questo vale anche per le reti ad imbrocco (Hamley, 1975). I risultati ottenuti in questo studio evidenziano che, per le specie ittiche considerate e per l'attrezzo utilizzato, il migliore compromesso tra la taglia ottimale di cattura e quella di maturità sessuale (Ungaro, 2008; Froese e Pauly, 2018), si otterrebbe con una maglia da 32 mm di lato nel caso di *Dicentrarchus labrax* e *Sparus aurata*, mentre nel caso di *Chelon auratus* già la maglia da 28 mm di lato potrebbe essere idonea. Dunque, almeno per gli ambienti di transizione indagati, le informazioni riportate possono essere utili per una gestione sostenibile delle risorse ittiche disponibili.

Bibliografia

CATALANO B., PENNA M., RICCATO F., FIORIN R., FRANCESCHINI G., ANTONINI C., ZUCCHETTA M., CICERO A.M., FRANZOI P. (2017) - Manuale per la classificazione dell'Elemento di Qualità Biologica "Fauna Ittica" nelle lagune costiere italiane. *ISPRA, Manuali e Linee Guida*, **168**: 218 pp.

FRANCO A., ELLIOTT M., FRANZOI P., TORRICELLI P. (2008) - Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **354**: 219-228.

FROESE R., PAULY D. (eds) (2018) - FishBase World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org.

HAMLEY J.M. (1975) - Review of gillnet selectivity. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **32** (11): 1943-1969.

HOLT S.J. (1963) - A method for determining gear selectivity and its application. *ICNAF Spec. Publ.*, **5**: 106-115.

SPARRE P., VENEMA S.C. (1998) - Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. *FAO Fish. Tech. Pap.*, **306.1** (Rev. 2). Rome, FAO: 407 pp.

UNGARO N. (2008) - Field manual on macroscopic identification of maturity stages for the Mediterranean fishery resources. GCP/RER/ITA/MSM-TD-21. *MedSudMed Tech. Docs.*, **21**: 34 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 375-376

M. Vallisneri[1], S. Montanini[1,2], E. Benni[1], M. Stagioni[1,2], M.R. Randi[1], G. Valdrè[1]

[1]Department of Biological, Geological and Environmental Sciences (BiGeA), University of Bologna, Via Selmi, 3 - 40126 Bologna, Italy.
maria.vallisneri@unibo.it
[2]Laboratory of Marine Biology and Fisheries of Fano, University of Bologna, Italy.

DIFFERENT OTOLITH MICROSTRUCTURE BY SEX AT SAME LENGTH OF EUROPEAN ANCHOVY FROM ADRIATIC SEA

DIFFERENZE MICROSTRUTTURALI DEGLI OTOLITI FRA ESEMPLARI DELLA STESSA TAGLIA MA DI SESSO DIVERSO DI ACCIUGA EUROPEA DELL'ADRIATICO

Abstract *- Microstructure of male and female sagitta otoliths of the inner ear European anchovy from Adriatic Sea were analyzed by SEM. First data on the crystalline surface on* sulcus acusticus *showed morphological differences between sex at same length. Male otolith showed better defined crystallographic planes respect to female at same length. These microstructural differences between sexes could be related to different growth rate or way of life.*

Key-words: *sexual dimorphism, otoliths, microstructure, Adriatic Sea,* Engraulis encrasicolus.

Introduction - Males and females of European anchovy *Engraulis encrasicolus* (L., 1758) in eastern Adriatic Sea mature at different lengths: fifty percent of the anchovy population (L_{50}) was mature at 82 mm of total length, males at a lower size (79 mm) than females (85 mm). The smallest length of mature male was 67 mm while of female was 71 mm (Sinovčić and Zorica, 2006). Data on sex-specific differences in sonic organs, sound production and in hearing are very limited. Some studies suggest that sound production is mainly developed in males who use their calls to attract females (Ali *et al*., 2016). The aim of this preliminary study was to compare the microstructural features of sagitta otoliths between sexes at same somatic length to verify growth sexual differences.

Materials and methods - A total of 96 left sagittal otoliths of European anchovy were extracted from specimens collected in Adriatic Sea during MEDITS trawl survey in 2016; otoliths were selected by sex (F and M) and by area, northern (Conero-Istria) and middle (Conero-Tremiti) Adriatic Sea, as summarized in Tab. 1.

Tab. 1 - Samples data.
Parametri biometrici.

Area	Sex	Mean Length±sd (mm)	n. otoliths
Northern Adriatic Sea	F	118±4	24
Northern Adriatic Sea	M	114±3	24
Middle Adriatic Sea	F	120±3	24
Middle Adriatic Sea	M	119±4	24

All the sagittal otoliths were extracted and cleaned from adhering remaining tissue with 3% H_2O_2 for 15 min and then with Milli-Q water and then kept dry. For external observation of the proximal surface, they were mounted on stubs, gold-coated (100 Å) for the observation using Hitachi-S 2400 SEM and they were located on the stubs with the proximal side faced up in order to show *sulcus acusticus* crystalline arrangement.

Results and conclusions - The sagitta otoliths of *E. encrasicolus* showed, at same length, different features by sex. The prismatic crystals of the *sulcus acusticus* showed similar dimension, but microstructural differences. Male otolith showed better defined crystallographic planes respect to female at same length; the same trend was shown for both sampling areas considered (Fig. 1). Differences between males and female otoliths could be related to the way of life, metabolism or difference in growth rate (Vallisneri *et al*., 2008; Parmentier *et al*., 2018). These preliminary results about microstructure otolith confirmed that, at same length, males grow differently than females. Males probably reduced growth and allocated energy mainly for the acoustic communication for sex recognition, mate localization, calls to attract females, while females continue growing (Parmentier *et al*., 2018).

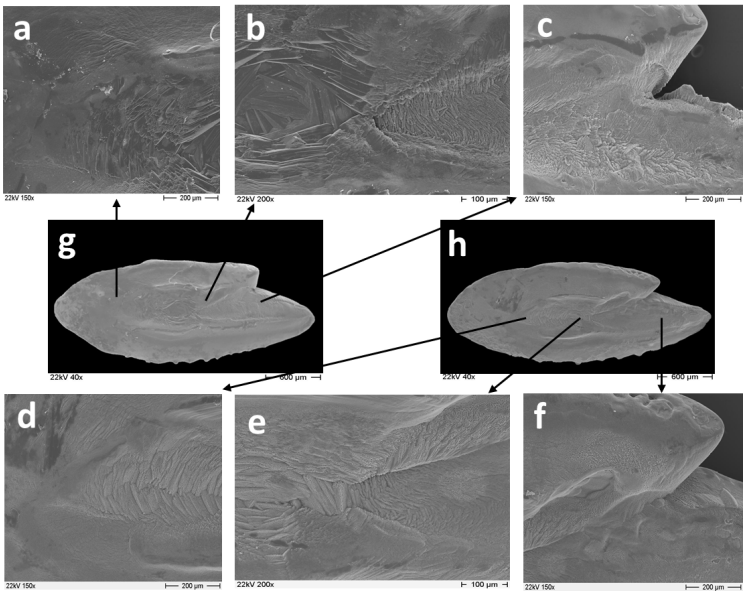


Fig. 1 - SEM images of sagitta otoliths of *E. encrasicolus;* crystalline structure, *sulcus acusticus*: *cauda, collum* and *ostium* from male (a-b-c-g) (fish TL=118 mm) and female (d-e-f-h) (fish TL=118 mm) in northern Adriatic Sea.

Immagini al SEM di sagitte di otoliti di E. encrasicolus*; struttura cristallina,* sulcus acusticus: cauda, collum *e* ostium *di maschi (a-b-c-g) (LT=118 mm) e femmine (d-e-f-h) (LT=118 mm) in Nord Adriatico.*

References

ALI H.A., MOK H.-K., FINE M.L. (2016) - Development and sexual dimorphism of the sonic system in deep sea neobythitine fishes: the upper continental slope. *Deep-Sea Res. Pt. I*, **115**: 293-308.

PARMENTIER E., BOISTEL R., BAHRI A.M., PLENEVAUX A., SCHWARZHANS W. (2018) - Sexual dimorphism in the sonic system and otolith morphology of *Neobythites gilli* (Ophidiiformes). *J. Zool*., **305**: 274-280.

SINOVČIĆ G., ZORICA B. (2006) - Reproductive cycle and minimal length at sexual maturity of *Engraulis encrasicolus* (L.) in the Zrmanja River estuary (Adriatic Sea, Croatia). *Estuar. Coast. Shelf Sci*., **69** (3-4): 439-448.

VALLISNERI M., TROTTA V., CAVICCHI S., PICCINETTI C. (2008) - Sex-specific somatic-otolith growth relationship in two Gadidae. *J. Fish Biol*., **72** (3): 724-730.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 377-378

C. Viva, A. Ligas, F. De Carlo*, C. Musumeci, I. Rossetti*

Consorzio per il Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata "G. Bacci", Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italy.
viva@cibm.it
*Aplysia Soc. Coop a r.l., Livorno, Italy.

DISCARD VITALITY RATES AS A PROXY OF SURVIVAL ASSESSMENT IN AN OTTER TRAWL FISHERY (NORTHERN TYRRHENIAN SEA)

USO DEL TASSO DI VITALITÁ PER STIMARE LA SOPRAVVIVENZA DELLA FRAZIONE SCARTATA DI UNA FLOTTA A STRASCICO (MAR TIRRENO SETTENTRIONALE)

Abstract *- European fisheries are transitioning to new rules aimed at reducing discards and mandatorily bringing all catches to land. The objective of this study was to identify species that would be suitable for more in-depth survival assessments. The results of this preliminary analysis indicate that regulated species in trawl fishery (Annex III of Reg. EC 1967/2006) generally have a low vitality when discarded. However, six potentially commercial discarded species were observed with high vitality scores, namely:* Conger conger, Dipturus oxyrinchus, Raja *spp.,* Scorpaena *spp.,* Scyliorhinus canicula *and* Uranoscopus scaber.

Key-words: *trawl fishery, discard, landing obligation, survival, Tyrrhenian Sea.*

Introduction - European fisheries are transitioning to new rules aimed at reducing discards and mandatorily bringing all catches to land ("landing obligation": Art. 15 of the new Common Fisheries Policy, CFP, EU Reg. No. 1380/2013) (EU, 2013). One exemption from the landing obligation regards species for which "scientific evidence demonstrates high survival rates, taking into account the characteristics of the gear, of the fishing practices and of the ecosystem". To address this, a pilot study was carried out within the MINOUW project to identify species suitable for survival assessment studies and provide a preliminary estimate of their survival rates.

Materials and methods - The vitality assessments of catches under normal fishing conditions was used to estimate survival rates (ICES, 2014, 2016) together with a categorical vitality assessment (Benoît *et al*., 2010). Sampling activities were carried out from November 2016 to February 2017 on board commercial trawlers in the northern Tyrrhenian Sea (southern Tuscany). Twenty-two commercial hauls were monitored from 80 to 450 m depth. Depending on the quantity, all or a sub-sample of the discarded fraction was collected, and successively sorted and examined in laboratory. The species composition of the discards was determined and total weight and number of individuals of each taxon was recorded. The observation was conducted within 30 minutes of the catch sorting. A Vitality Index (V_I) was calculated as the ratio between the number of specimens with vitality (V_N) and the total number of discarded individuals (D_N) and expressed as a percentage.

Results - During the study, 199 species and higher taxa (*e.g.* Genus) were identified. They belong to the following groups: elasmobranchs (12 species), bony fish (78 species), cephalopods (19 species), crustaceans (35 species). In addition, 55 species and higher taxa belonging to echinoderms, cnidarians, and other invertebrates were identified. The commercial fraction was composed by 58 species, while the discards included a total of 177 species and higher taxa. In the discarded fraction, only

49 species were scored with a "vitality" level, while 128 species were not scored as already dead when arriving on deck. Considering the species with Minimum Conservation Reference Size (MCRS, Annex III of the Reg. EC No. 1967/2006) (EU, 2006), twelve regulated species were caught, and only four were discarded and considered for vitality assessment. It is worth highlighting that important species for the otter trawl fishery, such as European hake (*Merluccius merluccius*, Linnaeus, 1758) and red mullet (*Mullus barbatus*, Linnaeus, 1758), were highly discarded, though not scored with a vitality rate as dead when arriving on deck. Considering other regulated species, only Atlantic horse mackerel (*Trachurus trachurus*, Linnaeus, 1758) and Norway lobster (*Nephrops norvegicus*, Linnaeus, 1758) showed a V_I higher than 10% (14.9% and 24.7% respectively). Vitality Index for 15 commercial species was also computed. Six of them showed high vitality rates, namely: *Conger conger* (Linnaeus, 1758), *Dipturus oxyrinchus* (Linnaeus, 1758), *Raja* spp., *Scorpaena* spp., *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758) and *Uranoscopus scaber* (Linnaeus, 1758). However, the majority of species showing some vitality was represented by non-commercial taxa. Of these, 11 species had V_I greater than 50%, and a high proportion of animals with vitality 1 or 2, including*:* *Blennius ocellaris* (Linnaeus, 1758), *Ophicthus rufus* (Rafinesque, 1810), *Serranus* spp., and *Torpedo torpedo* (Linnaeus, 1758).

Conclusions - The new Common Fisheries Policy (CFP) brought into force the 1st of January 2014 gradually established a landing obligation to encourage the long-term reduction of discards. However, according to article 15 paragraph 4(b), exemptions to the landing obligation can be obtained in cases "scientific evidence demonstrates high survival rates, taking into account the characteristics of the gear, of the fishing practices and of the ecosystem" (EU, 2013). This preliminary analysis did not identify any regulated species that would be suitable for further survival or TTM (Time to Mortality) studies. However, the study identified 6 commercial species and 11 non-commercial species that have high vitality at the moment of catch sorting.

References

BENOÎT H.P., HURLBUT T., CHASSÉ J. (2010) - Assessing the factors influencing discard mortality of demersal fishes using a semi-quantitative indicator of survival potential. *Fish. Res.*, **106** (3): 436-447.

EU (2006) - Council Regulation (EC) No 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. *Official Journal of the European Union*, L. 409: 11-85.

EU (2013) - Regulation (EU) No 1380/2013 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy, amending Council Regulations (EC) No 1954/2003 and (EC) No 1224/2009 and repealing Council Regulations (EC) No 2371/2002 and (EC) No 639/2004 and Council Decision 2004/585/EC. *Official Journal of the European Union*, L. 354: 22-61.

ICES (2014) - Report of the Workshop on Methods for Estimating Discard Survival (WKMEDS), 17-21 February 2014, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:51: 114 pp.

ICES (2016) - Report of the Workshop on Methods for Estimating Discard Survival 5 (WKMEDS 5), 23-27 May 2016, Lorient, France. ICES CM 2016/ACOM:56: 51 pp.

The study has been carried out in the context of MINOUW project funded by Horizon 2020 framework.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 379-380

G. Caruso[1], M. Azzaro[1], O. Dell'Acqua[2], A. Lo Giudice[1,3], S. Fazi[4], C. Caroppo[5], F. Azzaro[1], R. La Ferla[1], G. Maimone[1], P. Laganá[6], F. Marinelli[7], F. Berini[7], E. Binda[7], F. Raffa[8], M. Chiantore[2]

[1]Istituto di Scienze Polari (ISP), Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Spianata S. Raineri, 86 - 98122 Messina, Italy.
gabriella.caruso@cnr.it
[2]DISTAV, Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italy.
[3]CHIBIOFARAM, Università di Messina, Viale Stagno D'Alcontres, 31 - 98166 Messina, Italy.
[4]Istituto di Ricerca sulle Acque (IRSA), CNR, Via Salaria Km 29,300 - 00015 Monterotondo (RM), Italy.
[5]IRSA-CNR, Via Roma, 3 - 74100 Taranto, Italy.
[6]BIOMORF, Università di Messina, Via Consolare Valeria - 98125 Messina, Italy.
[7]DBSV, Università dell'Insubria, Via J.H. Dunant, 3 - 21100 Varese, Italy.
[8]Istituto di Geoscienze e Georisorse (IGG), CNR, Via Moruzzi, 1 - 56124 Pisa, Italy.

MICROBIAL RESPONSE TO ANTHROPIC AND NATURAL FORCINGS IN TWO COASTAL ANTARCTIC SITES (ROSS SEA)

RISPOSTA MICROBICA A FORZANTI ANTROPICHE E NATURALI IN DUE SITI COSTIERI ANTARTICI (MARE DI ROSS)

Abstract *- Microbial enzyme activities on organic polymers were tested as possible sentinels of anthropic and natural forcings during a two-year study in two coastal Antarctic areas (Road Bay and Tethys Bay respectively). In Road Bay high proteolytic activity rates were measured at a site impacted by the Italian research station sewage, due to faecal wastes; in Tethys Bay low salinity waters related to glacier presence were characterized by high enzyme activities probably associated to detritus from ice melting.*

Key-words: *microbial enzyme activities, organic matter, climate changes, anthropic pressure, Antarctica.*

Introduction - Microbial parameters are deemed environmental indicators (Caruso *et al*., 2016). In Antarctica microorganisms and their role in marine biogeochemistry have been focused (Monticelli *et al*., 2003; Celussi *et al*., 2009), but microbial responses to anthropic and natural forcings need further study. In the framework of the ANT-Biofilm project, funded by National Antarctic Research Program (PNRA16_00105), the first data obtained in two coastal Antarctic areas differently affected by natural disturbances related to climate changes or to anthropic pressure are here reported.

Materials and methods - During the 33rd (Nov '17 - Feb '18) and 34th (Nov '18 - Dec '18) austral summer PNRA expeditions, two areas in the Ross Sea were monitored, the first one (Road Bay Lat 74°41'S - Long 164°07'E) receiving faecal wastes from Mario Zucchelli station sewage, and the second (Tethys Bay Lat 74°41'S - Long 164°04'E) exposed to salinity gradients being close to the Amorphous Glacier (AG). Two stations (one control and one impact, PTS and RB in Road Bay; TB and AG in Tethys Bay) and two depths (–5 and –20 m) with no replicates were studied per area. Temperature, salinity, dissolved oxygen, pH and fluorescence were recorded. Microbial enzymatic hydrolysis of organic polymers by leucine aminopeptidase-LAP, beta-glucosidase-B-GLU and alkaline phosphatase-AP was estimated using fluorogenic substrates, total prokaryotes (PA) by epifluorescence microscope after DAPI staining.

Results - Temperature ranged from –1.83 to 0.90 °C and from –1.77 to 0.06 °C in Road and Tethys Bays, respectively; salinity from 34.78 to 35.22 and from 34.24 to 35.21, respectively. Due to persistent ice coverage, Jan '18 sampling was not possible in Tethys Bay area (n=12). Microbes were metabolically active in late summer (Jan '18) rather than in November due to warmer temperature or more degradable organic substrates (Tab. 1); significant differences over time were recorded at AG station for LAP ($F=823.5$, $P<0.007$). Higher enzyme activities were detected at the impacted

than at control stations, due to faecal wastes (RB site) and lower salinity waters (AG site, likely rich in detritus released from ice melting) respectively. Significant differences between control and impacted stations were found in Tethys Bay in Nov '17 for B-GLU and AP ($F=36.18$, $P<0.03$; $F=867.14$, $P<0.001$ respectively) and in Nov '18 for LAP ($F=30.93$, $P<0.03$). In Road Bay, LAP and B-GLU directly related to temperature (Pearson $r=0.81$ and 0.74, $P<0.05$, respectively) and inversely to salinity ($r=-0.84$, $P<0.01$ and -0.74, $P<0.05$), suggesting that microbial metabolism was affected by thermo-haline properties.

Tab. 1 - Enzyme activity rates (in nmol/l/h) and prokaryotic abundances (in cells/ml) recorded in Road Bay and Tethys Bay (/= not sampled, n.d.=not determined yet).
Tassi enzimatici (in nmol/l/h) e abbondanza dei procarioti (in cellule/ml) registrati in Road Bay e Tethys Bay (/=non effettuato campionamento; n.d.=non ancora determinati).

		Nov '17	Jan '18	Nov '18	Nov '17	Jan '18	Nov '18
ROAD	m		**RB-impact**			**PTS-control**	
LAP	–5	0.125	9.518	2.932	0.391	6.036	4.128
	–20	0.326	2.678	0.582	0.994	3.837	2.352
B-GLU	–5	0.154	3.369	0.400	0.077	0.232	0.553
	–20	0.360	5.809	0.647	0.027	3.951	0.260
AP	–5	0.017	36.62	1.487	0.008	6.759	0.601
	–20	0.114	7.806	0.535	0.013	0.886	0.318
PA	–5	1.45E+05	3.81E+05	n.d.	4.05E+04	1.10E+06	n.d.
	–20	9.87E+04	1.04E+06	n.d.	5.41E+04	9.62E+05	n.d.
TETHYS			**AG-impact**			**TB-control**	
LAP	–5	0.040	/	10.581	0.299	/	4.220
	–20	0.121	/	10.897	2.020	/	1.383
B-GLU	–5	0.126	/	1.491	0.002	/	0.054
	–20	0.091	/	0.362	0.004	/	1.021
AP	–5	0.078	/	0.332	0.001	/	2.601
	–20	0.082	/	0.268	0.004	/	4.454
PA	–5	3.89E+05	/	n.d.	1.66E+05	/	n.d.
	–20	1.90E+05	/	n.d.	2.46E+05	/	n.d.

Conclusions - High proteolytic rates were recorded at sites affected by organic wastes (RB) and low salinity waters (AG), suggesting that fresh organic polymers stimulated microbial degradation, as previously observed (Monticelli *et al*., 2003). In Road Bay, enzyme activities responded to thermo-haline variations. In Tethys Bay, low salinity waters close to Amorphous Glacier were characterized by high enzyme activities likely due to water enrichment with detritus entrapped within ice, released during warm period. These observations led us to conclude that, in agreement with Caruso *et al*. (2016), microbial enzyme activities are suitable descriptors of environmental changes.

References

CARUSO G., AZZARO M., CAROPPO C., DECEMBRINI F., MONTICELLI L.S., LEONARDI M., MAIMONE G., ZACCONE R., LA FERLA R. (2016) - Microbial community and its potential as descriptor of environmental status. *ICES J. Mar. Sci*., **73** (9): 2174-2177.

CELUSSI M., CATALETTO B., FONDA UMANI S., DEL NEGRO P. (2009) - Depth profiles of bacterioplankton assemblages and their activities in the Ross Sea. *Deep-Sea Res. Pt. I*, **56** (12): 2193-2205.

MONTICELLI L.S., LA FERLA R., MAIMONE G. (2003) - Dynamics of bacterioplankton activities after a summer phytoplankton bloom period in Terra Nova Bay. *Antarct. Sci*., **15** (1): 85-93.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 381-382

S. Casabianca[1,6], S. Capellacci[1,6], M.G. Giacobbe[2], C. Dell'Aversano[3], L. Tartaglione[3], F. Varriale[3], R. Narizzano[4], F. Risso[4], P. Moretto[4], A. Dagnino[4], R. Bertolotto[4], E. Barbone[5], N. Ungaro[5], A. Penna[1,6]

[1]Department of Biomolecular Sciences, University of Urbino,
Via Ca' le Suore, 2/4 - 61029 Urbino (PU), Italy.
[2]IRBIM CNR, Messina, Italy.
[3]Department of Pharmacy, University of Napoli Federico II, Italy.
[4]ARPA Liguria, Genova, Italy.
[5]ARPA Puglia, Bari, Italy.
[6]CONISMA, Roma, Italy.
silvia.casabianca@uniurb.it

PLASTIC-ASSOCIATED HARMFUL MICROALGAL ASSEMBLAGES IN MARINE ENVIRONMENT

MICROALGHE TOSSICHE ASSOCIATE ALLA PLASTICA IN AMBIENTE MARINO

Abstract - *Plastic debris carry fouling a variety of class-size organisms, among them harmful microorganisms that potentially play a role in the dispersal of allochthonous species and toxic compounds with ecological impacts on the marine environment and human health. Samples of marine plastics floating at the sea surface were analysed using a molecular quantification assay. This study reports the first evaluations of microalgae, including toxin producing species, that can colonize plastics using molecular qPCR assay.*

Key-words: *harmful algae, biotoxins, marine plastics, qPCR.*

Introduction - It has been estimated that 23,150 tons of plastic particles were found on the Mediterranean Sea surface affecting the marine ecosystem and the food web. Floating plastics are a durable and persistent substratum for the bio-adhesion of micro- and macro-organisms enabling the dispersal from native to new habitats (Eriksen *et al.*, 2014). In previous studies, the harmful dinoflagellates *Alexandrium* (Halim, 1960), *Coolia* (Meunier, 1919) and *Ostreopsis* (Schmidt, 1901) have been retrieved on plastics floating in coastal waters of the Mediterranean Sea (Masó *et al.*, 2016). As plastics may act as a vehicle for toxins to enter the food chain, this study aims to characterize and quantify target harmful microalgal taxa potentially attached to micro and macro plastics collected in the coastal waters and off-shore of the Mediterranean Sea using molecular qPCR based assay. Moreover, the rate of adhesion by several target microalgal species was measured demonstrating the capacity of plastic substrate to be colonized rapidly by microalgae.

Materials and methods - A total of 42 plastic samples were collected in different areas of the Mediterranean Sea from March 2016 to May 2017 using a manta net or by hand for micro and macroplastics, respectively. FTIR spectroscopy was carried out in order to characterize the plastic samples. The genomic DNA was extracted from marine plastics using the DNeasy PowerSoil Kit (Qiagen) and qPCR assay was carried out to identify and quantify different species of phytoplankton on plastic samples (Godhe *et al.*, 2008; Perini *et al.*, 2019). Quantification of the toxins content in 10 *Alexandrium pacificum* Litaker in John *et al.* (2014) cultured strains collected from plastic surfaces, were performed by liquid chromatography-high resolution multiple stage mass spectrometry (LC-HRMS) (Turner *et al.*, 2017). Moreover, plastic sheets were added to different batch cultures to calculate *in vitro* adhesion rate of various microalgal species including harmful species to the plastic surface.

Results - The amount of sampled microplastics corresponding to a 64% was non-polar (polyethylene and polypropylene) with a typical crystalline structure, the remaining 36% had a certain level of polarity with a typical amorphous structure. All the 42 plastic samples were positive for the presence of both Classes Dinophyceae and Bacillariophyceae by qPCR assay. Genus and species-specific investigations indicated that 16 plastic samples showed the presence of the toxic and allochthonous *A. pacificum* (highest abundance of 30 cells cm^{-2}), 9 samples were positive for the presence of *Alexandrium minutum* (Halim, 1960) (highest abundance of 73 cells cm^{-2}) and 9 samples were positive for the presence of *Ostreopsis* cf. *ovata* (Fukuyo, 1981) (highest abundance of 259 cells cm^{-2}). Finally, the genus *Pseudo-nitzschia* (Peragallo, 1900) was present in almost all plastic samples with abundance values ranging from 1.0 to 6.6×10^3 cells cm^{-2}. All the 10 strains of *A. pacificum* isolated from plastic debris produced paralytic shellfish toxins (PSTs) with a total toxin content in the range of 35-6032 fg $cell^{-1}$. The adhesion rate showed that the dinoflagellate *A. pacificum* appeared to be the species that adhered to the plastics the most rapidly, followed by some diatom species (data not shown). The species that adhered at the slowest rate were *A. minutum* and *O.* cf. *ovata*.

Conclusions - This study provided new information regarding the quantification of noxious microbiota attached to the plastics floating in the Mediterranean Sea based on the molecular qPCR analysis of the microalgal assemblages on micro and macroplastic debris. In high biomass blooming events, when plastic debris remains longer in the water column, the potential risk of the transport of large amounts of toxins is likely. These chemical compounds produced by microalgae attached to the plastic surface can be transferred throughout lower trophic level organisms as zooplankton by grazing to higher trophic level organisms representing contaminated seafood for humans. In view of recent findings pointing to the association of toxic biofilms with marine plastics, their ingestion through the trophic chain and the consequent implications for human health, measures for preventing and managing plastic pollution are urgently needed.

References

ERIKSEN M., LEBRETON L.C.M., CARSON H.S., THIEL M., MOORE C.J., BORERRO J.C., GALGANI F., RYAN P.G., REISSER J. (2014) - Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE*, **9** (12): e111913.

GODHE A., ASPLUND M.E., HÄRNSTRÖM K., SARAVANAN V., TYAGI A., KARUNASAGAR I. (2008) - Quantification of diatom and dinoflagellate biomasses in coastal marine seawater samples by real-time PCR. *Appl. Environ. Microbiol.*, **74** (23): 7174-7182.

MASÓ M., FORTUÑO J.-M., de JUAN S., DEMESTRE M. (2016) - Microfouling communities from pelagic and benthic marine plastic debris sampled across Mediterranean coastal waters. *Sci. Mar.*, **80** (Suppl. 1): 117-127.

PERINI F., BASTIANINI M., CAPELLACCI S., PUGLIESE L., DIPOI E., CABRINI M., BURATTI S., MARINI M., PENNA A. (2019) - Molecular methods for cost-efficient monitoring of HAB (harmful algal bloom) dinoflagellates resting cysts. *Mar. Pollut. Bull.*, **147**: 209-218.

TURNER A.D., DHANJI-RAPKOVA M., ROWLAND-PILGRIM S., TURNER L.M., RAI A., VENUGOPAL M.N., KARUNASAGAR I., GODHE A. (2017) - Assessing the presence of marine toxins in bivalve molluscs from southwest India. *Toxicon*, **140**: 147-156.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 383-384

L. Escalera, O. Mangoni[1,2], F. Bolinesi[1], M. Saggiomo

Marine ecological data analysis and synthesis, Stazione Zoologica Anton Dohrn,
Villa Comunale - 80121 Napoli, Italy.
laura.escalera@szn.it
[1]Dip. Biologia, Università di Napoli Federico II, Napoli, Italy.
[2]CoNISMa, Piazzale Flaminio, 9 - 00196 Roma, Italy.

CHANGES IN LORICATE CHOANOFLAGELLATES ABUNDANCE DURING AUSTRAL SUMMER 2017 IN THE ROSS SEA (ANTARCTICA)

CAMBIAMENTI NELL'ABBONDANZA DEI COANOFLAGELLATI LORICATI NEL MARE DI ROSS (ANTARTIDE) DURANTE L'ESTATE AUSTRALE 2017

Abstract - *Unusually bloom of loricate choanoflagellates were recorded for the first time in the Ross Sea (Antarctica). Choanoflagellates abundance reached 3.5×10⁶ cells/l (corresponding to 42-55% of the plankton community) along the water column during the austral summer of 2017. Some choanoflagellate species were observed in individual and colonial forms showing their morphological plasticity with still unknown ecological consequences. Choanoflagellates serve as a link between low and mid trophic levels of the food web, since they prey up on bacteria and in turn are ingested by zooplankton. This twofold role and the unusual abundance recorded in the Antarctic ecosystem may have relevant but still unknown effect on food web structure and dynamics in that area.*

Key-words: *Acanthoecidae, choanoflagellate, colonies, food web, Antarctica.*

Introduction - The phytoplankton community distribution and abundance within the water column in a central area of the Ross Sea was studied with samples collected during the austral summer 2017. Small bacteriophagous organisms surrounded by a delicate siliceous armour were observed for the first time in very high concentrations in this area. Despite of choanoflagellates species are common within Antarctic and Arctic plankton communities (Buck and Garrison, 1983; Marchant *et al*., 1987; Chen, 1994; Fritsen *et al*., 2001) such concentrations, that encompassed individual cells and colonies, have never been reported within the studied area.

Materials and methods - An oceanographic cruise was conducted in January 2017 in the western area of the Ross Sea within the framework of the "Plankton biodiversity and functioning of the Ross Sea ecosystems in a changing Southern Ocean" (P-ROSE). Water samples for the planktonic community observation were collected using Niskin bottles at 28 stations and 4 depths (0-60 m) each. Samples were preserved in neutralized formalin solution (4%) and cell counts were performed at 400× magnification using an inverted light microscope following the Utermöhl method (Utermöhl, 1931). To obtain a number of counted cells statistically significant at least 200 cells were counted per sample. Stations with maxima choanoflagellates abundance were observed in a transect from stations 43 to 48 (75°18.8'S-76°36'S, 168°53.2'E-177°59.8'E).

Results - Loricate choanoflagellates were observed in most of the samples but only in those in which their concentrations were above 10^6 cells/l they represented the most abundant group. Maxima cell densities (above 3.5×10^6 cells/l) and maxima contributions (42-55%) within the plankton abundance, were reached at the end of January in the stations 45 (42 m) and 48 (45 m). Five species of loricate choanoflagellates were identified based on their morphological features: *Bicosta spinifera* (Throndsen) Leadbeater, 1978, *Calliacantha* sp. Leadbeater, 1978,

Parvicorbicula socialis (Meunier) Deflandre, 1960, *Diaphanoeca multiannulata* Buck, 1981 and *Crinolina aperta* (Leadbeater) Thomsen, 1976. During the choanoflagellate bloom the presence of *P. socialis* and *C. aperta* was characterized by the formation of spherical and almost flat colonies. In the latter species colonies reached ~200 µm length and 100 µm width. The cell disposition within a colony, one cell surrounding by 6 adjacent cells, followed a zigzag pattern.

Conclusions - High choanoflagellates concentrations above 2×10^6 cells/l have been reported in previous studies in different areas of the Weddell (Buck and Garrison, 1983, 1988) and the Ross Sea (Fritsen *et al*., 2001; Garrison *et al*., 2005). Despite of that, cell densities observed in this study are the highest reported in the Antarctic Ocean so far. Studies on natural samples and cultures revealed that the choanoflagellate's diet includes bacteria and particulate organic matter (Buck and Garrison, 1988) and that they can also served as prey of zooplankton (Tanoue and Hara, 1986). Thus, results obtained in this study suggest that choanoflagellates may play a pivotal role Antarctic pelagic food web by connecting higher trophic levels and primary producers. Mangoni *et al.* (2017) suggested that changes within the trophic relationships in the Ross Sea during the austral summer are ongoing. Then, if our results are part, as suggested, of a changing ecosystem should be studied more in detail in future works.

References

BUCK K.R., GARRISON D.L. (1983) - Protists from the ice-edge region of the Weddell Sea. *Deep-Sea Res. Pt. I*, **30** (12): 1261-1277.

BUCK K.R., GARRISON D.L. (1988) - Distribution and abundance of choanoflagellates (Acanthoecidae) across the ice-edge zone in the Weddell Sea, Antarctica. *Mar. Biol.*, **98** (2): 263-269.

CHEN B. (1994) - Distribution and abundance of choanoflagellates in Great-Wall Bay, King George Island, Antarctica in austral summer. *Proc. NIPR Symp. Polar Biol.*, **7**: 32-42.

FRITSEN C.H., COALE S.L., NEENAN D.R., GIBSON A.H., GARRISON D.L. (2001) - Biomass, production and microhabitat characteristics near the freeboard of ice floes in the Ross Sea, Antarctica, during the austral summer. *Ann. Glaciol.*, **33**: 280-286.

GARRISON D.L., GIBSON A., COALE S.L., GOWING M.M., OKOLODKOV Y.B., FRITSEN C.H., JEFFRIES M.O. (2005) - Sea-ice microbial communities in the Ross Sea: autumn and summer biota. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **300**: 39-52.

MANGONI O., SAGGIOMO V., BOLINESI F., MARGIOTTA F., BUDILLON G., COTRONEO Y., MISIC C., RIVARO P., SAGGIOMO M. (2017) - Phytoplankton blooms during austral summer in the Ross Sea, Antarctica: driving factors and trophic implications. *PLoS ONE*, **12** (4): e0176033.

MARCHANT H., van den HOFF J., BURTON H.R. (1987) - Loricate choanoflagellates from Ellis Fjord, Antarctica including the description of *Acanthocorbis tintinnabulum* sp. nov. *Proc. NIPR Symp. Polar Biol.*, **1**: 10-22.

TANOUE E., HARA S. (1986) - Ecological implications of fecal pellets produced by the Antarctic krill *Euphausia superba* in the Antarctic Ocean. *Mar. Biol.*, **91** (3): 359-369.

UTERMÖHL H. (1931) - Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons. (Mit besonderer Berücksichtigung des Ultraplanktons). *Int. Ver. The.*, **5** (2): 567-595.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 385-386

O. Mangoni, M. Saggiomo[1], F. Bolinesi, M. Castellano[2], P. Povero[2], V. Saggiomo[1], G.R. DiTullio[3]

Dipartimento di Biologia, Università Federico II, Complesso di Monte Sant'Angelo, Via Cinthia - 80126 Napoli, Italia.
olga.mangoni@unina.it
[1]Stazione Zoologica Anton Dohrn, Napoli, Italia.
[2]DISTAV, Università di Genova, Italia.
[3]College of Charleston, Charleston, USA.

FIORITURA ESTIVA DI *PHAEOCYSTIS ANTARCTICA* (APTOFITE) IN ACQUE COSTIERE STRATIFICATE (BAIA TERRA NOVA, MARE DI ROSS)

SUMMER BLOOM OF PHAEOCYSTIS ANTARCTICA *(HAPTOPHYTE) IN STRATIFIED COASTAL WATERS (TERRA NOVA BAY, ROSS SEA)*

Abstract - *The spatial and temporal progression of a summer bloom of the haptophyte* Phaeocystis antarctica *(Karsten, 1905) in Antarctic stratified coastal waters has been reported. Four stations were sampled in Terra Nova Bay (TNB) (western Ross Sea, Antarctica) during austral summer 2009-2010. We examined the taxonomic and pigment composition of phytoplankton community in relation to water column hydrography, macro-nutrient concentrations and different indices of planktonic biomass.*

Key-words: *Antarctica, biomarker pigments, Hex:Fuco, Hex:Chl-c_3, climate change.*

Introduzione - Il Mare di Ross (MR) è una delle aree più produttive dell'Oceano Meridionale e comprende un mosaico di ecosistemi marini funzionalmente diversi che la rendono una zona ideale per lo studio dei potenziali effetti dei cambiamenti climatici. Le diatomee e le aptofite, quest'ultime rappresentate dalla specie *Phaeocystis antarctica*, dominano la comunità fitoplanctonica nel MR. La prevalenza di un gruppo rispetto all'altro ha un grande impatto sul destino e sul trasferimento di carbonio attraverso la rete trofica (Arrigo *et al*., 1999). Alcuni cambiamenti nelle caratteristiche chimico-fisiche del MR sono già stati documentati, ma ad oggi le risposte dei comparti planctonici e le conseguenti interrelazioni sono per lo più sconosciute. Lo scopo di questo lavoro è caratterizzare una fioritura anomala di *P. antarctica* in forma coloniale nell'area costiera di Baia Terra Nova (BTN) durante l'estate australe 2009-2010. La composizione tassonomica del fitoplancton e lo spettro pigmentario sono stati analizzati in relazione all'idrografia e alle concentrazioni dei macro-nutrienti.

Materiali e metodi - La comunità fitoplanctonica è stata studiata in 4 stazioni costiere (Portofino, Santa Maria Novella, Faraglioni, Santa Lucia) nell'ambito del progetto "LTER - Marine Observatory of Antarctic Specially Protected Area - Terra Nova Bay". Le stazioni sono state campionate tre volte nel periodo compreso tra il 31 dicembre 2009 e il 13 gennaio 2010. Sono stati analizzati i profili di temperatura e salinità, e sono stati raccolti campioni di acqua per l'analisi dei nutrienti inorganici, la biomassa fitoplanctonica totale (Chl-*a*) e frazionata, i pigmenti accessori, l'analisi tassonomica al microscopio ottico e il particolato organico. Il rapporto dei pigmenti Esanoil-oxifucoxantina:Fucoxantina (Hex:Fuco) è stato utilizzato come *proxy* per indicare la dominanza relativa di *P. antarctica* sulle diatomee (DiTullio *et al*., 2003) e il rapporto Esanoil-oxifucoxantina:Clorofilla-c_3 (Hex:Chl-c_3) come indice diagnostico della sola *P. antarctica.*

Risultati - Le concentrazioni più elevate di Chl-*a* sono state registrate nello strato 10-25 m in tutte le stazioni, con valori compresi tra ~6 e 8 mg Chl-*a* m^{-3}.

Le concentrazioni dei macronutrienti sono state >10 μM nei primi 25 m, mentre i rapporti N:P erano 23,5 (±7,5) nei primi 10 m e 15,6 (±5,3) nel resto della zona fotica. I dati di microscopia ottica rivelano che *P. antarctica* costituiva in media il 79±14% dell'abbondanza cellulare totale nello strato 10-25 m, e circa il 93±5% nelle acque profonde (50-80 m). Le diatomee (*e.g. Fragilariopsis cylindrus*) invece erano presenti con percentuali relativamente elevate solo nei primi 10 m della colonna d'acqua. È stata osservata una forte correlazione tra la concentrazione di Chl-*a* e il rapporto Hex:Fuco che assumeva valori di 3-4 nello strato 10-25 m durante il primo periodo di campionamento, e inferiori ad 1 nell'ultima fase di campionamento. I rapporti Hex:Chl-c_3 erano direttamente correlati con la temperatura (Tab. 1) ed erano anch'essi più elevati nello strato superficiale rispetto alla zona più profonda. Il rapporto feoforbidi:Chl-*a* (utilizzato come indice di *grazing*) è risultato basso in tutta la colonna d'acqua nell'intero periodo di campionamento. Infine, le osservazioni delle reti da plancton e da pesca hanno rivelato che la fioritura di *P. antarctica* coloniale ha dominato la comunità planctonica superficiale di tutta l'area di campionamento.

Tab. 1 - Matrice di correlazione di Spearman che mostra la relazione tra variabili fisiche, chimiche e biologiche. I valori in grassetto sono significativi p <0,05.
Spearman correlation matrix showing the relationship among physical, chemical and biological variables (values in bold are significant p<0.05).

	Profondità (m)	Hex:Chl-c_3	Hex:Fuco	PO4	Si(OH)4	NO3	Chl-*a*	Temperatura	Salinità
Profondità (m)	**1**								
Hex:Chl-c_3	**–0,728**	**1**							
Hex:Fuco	–0,121	0,102	**1**						
PO4	**0,800**	**–0,723**	0,054	**1**					
Si(OH)4	**0,667**	**–0,616**	–0,067	**0,605**	**1**				
NO3	**0,851**	**–0,782**	–0,091	**0,930**	**0,655**	**1**			
Chl-*a*	–0,080	–0,141	**0,571**	0,026	–0,126	–0,062	**1**		
Temperatura	**–0,906**	**0,810**	0,036	**–0,894**	**–0,701**	**–0,945**	0,013	**1**	
Salinità	**0,854**	**–0,797**	0,011	**0,867**	**0,683**	**0,903**	0,081	**–0,946**	**1**

Conclusioni - I dati dimostrano la predominanza di *P. antarctica* in forma coloniale in un'area costiera tipicamente dominata dalle diatomee nel periodo estivo e in presenza di una forte stratificazione. Questo studio contraddice il paradigma attualmente accettato per il Mare di Ross secondo cui la stratificazione della colonna d'acqua favorisce la dominanza delle diatomee (Arrigo *et al*., 1999). Alcuni indici, come il rapporto Hex:Chl-c_3 e i dati relativi ai nutrienti, suggeriscono differenze nella distribuzione di micro-elementi lungo la colonna d'acqua che potrebbero essere alla base di questa fioritura anomala. Queste osservazioni rappresentano un segnale importante per l'intero Oceano Meridionale in virtù del diverso ruolo trofico e i diversi rapporti C:N:P tra diatomee e *P. antarctica*, e dell'importanza di BTN nella formazione delle acque profonde.

Bibliografia

ARRIGO K.R., ROBINSON D.H., WORTHEN D.L., DUNBAR R.B., DiTULLIO G.R., VanWOERT M., LIZOTTE M.P. (1999) - Phytoplankton community structure and the drawdown of nutrients and CO_2 in the Southern Ocean. *Science*, **283** (5400): 365-367.

DiTULLIO G.R., GEESEY M.E., LEVENTER A., LIZOTTE M.P. (2003) - Algal pigment ratios in the Ross Sea: implications for CHEMTAX analysis of Southern Ocean data. In: DiTullio G.R., Dunbar R.B. (eds), Biogeochemistry of the Ross Sea. *Antarct. Res. Ser.*, **78**: 35-51.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 387-388

M. Bernardeschi, P. Guidi, V. Scarcelli, M. Palumbo, M. Genovese, M. Nigro, I. Corsi[1], C. Punta[2], G. Frenzilli

Dipartimento di Medicina Clinica e Sperimentale, Università di Pisa, Via Volta, 4 - 56126 Pisa, Italy.
giada@biomed.unipi.it
[1]DSFTA, Università di Siena, Italy.
[2]Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "Giulio Natta", Politecnico di Milano, Italy.

USE OF A GENOTOXICITY BIOMARKER FOR THE ASSESSMENT OF SAFETY AND REMEDIATION POTENTIAL OF CELLULOSIC NANOMATERIALS: AN *IN VIVO* APPROACH ON *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS*

BIOMARKER DI GENOTOSSICITÀ PER VALUTARE L'EFFICACIA DI NANOMATERIALI CELLULOSICI NELLA BONIFICA: UNO STUDIO IN VIVO *NEL MITILO* (MYTILUS GALLOPROVINCIALIS)

Abstract - *In the present study, a biomarker of genotoxicity (Comet assay) was used to assess the eco-safety and remediation potential of a nanostructured cellulosic material (nanosponge) designed to be used in the environmental recovery of contamined marine sediments. Mussel* (Mytilus galloprovincialis) *were exposed to* $ZnCl_2$ *in artificial sea water in order to induce DNA damage and the potential of nanosponge to reduce such effect was assessed in gill cells. Results suggest the efficacy of NSP in remediating* $ZnCl_2$ *induced toxicity in mussels.*

Key-words*: nano-remediation, nanomaterials, polysaccharide-based materials, genotoxicity, DNA damage.*

Introduction - The application of nanotechnology includes the use of engineered nano-particles (NPs) and nanostructured materials to the clean-up polluted environmental matrices. Zero-valent Fe, titanium dioxide nanoparticles (nano-TiO_2), nano-ZnO and carbon nanotubes are being used in some countries for remediation of ground water, mainly contamined by organic pollutants. However, all these materials have been reported to exert a certain degree of toxicity to biota; thus, their extensive use for environmental remediation is to be considered with great attention (Callaghan and MacCormack, 2017). In this respect, ecotoxicology can provide suitable tools to select eco-friendly and sustainable nanomaterials to be used for environmental remediation (Corsi *et al*., 2018a). Among renewable sources of nano-structured materials, cellulose appears of relevant interest. Being a biodegradable/ biocompatible carbohydrate polymer of β-D-glucopyranose units, it can be used to produce nano-scale porous material (nano sponge, NSP) which have been used for several industrial applications. Cellulosic nanomaterials are also becoming attractive for their potential use in environmental remediation. In the present study, a biomarker of genotoxicity (Comet assay) was used to assess the remediation potential and the eco-safety of a nanostructured cellulosic material. This material was designed to be used in association with geotube dewatering of contamined marine sediments, in the framework of the NanoBonD project. Mussel (*Mytilus galloprovincialis*, Lamarck, 1819) were exposed to $ZnCl_2$ in artificial seawater (ASW) in order to induce DNA damage and the potential of NSP to reduce such effect was assessed in gill cells.

Materials and methods - Polysaccharide-based adsorbent nanosponges were produced as previously described (Corsi *et al*., 2018b). Mussels (4-5 cm long) were purchased from a mussel farm (Arborea, Sardinia) and kept for 3 days in static tanks before the experiment (1 L ASW mussel^{-1} at 16 °C, daily fed with 30 mg mussel^{-1} Marine Liquifry). At least 15 mussels *per* experimental group were exposed for 48h to

the following conditions: a) 0.45 µm filtered ASW after 2h stirring; b) ASW filtered after being stirred 2h with nanosponge (1.25 g/l); c) filtered ASW spiked with $ZnCl_2$ to the nominal concentration of 10 ppm; d) filtered $ZnCl_2$ spiked ASW after being stirred 2h in the presence of 1.25 g/l nanosponge. Animals were not fed during the experiments. No mortality was observed in different experimental conditions. Comet assay was used to assess genotoxicity in dissociated gill cells according to Nigro *et al*. (2006).

Results - Mussels which were maintained in ASW previously treated with polysaccharide-based nanosponges did not show any loss of DNA integrity in gill cells. On the contrary, ASW spiked with $ZnCl_2$ (10 ppm) induced a statistically significant increase of DNA strand breaks compared to controls ($p<0.05$). ASW added with $ZnCl_2$ and successively treated with NSP did not alter DNA integrity.

Conclusions - *In vivo* zinc exposure induced a statistically significant increase of DNA strand breaks compared to controls, confirming data from literature evaluated in different sentinel species with oxidative stress being often associated with genotoxicity. Specimens exposed to $ZnCl_2$ in synthetic water previously treated with polysaccharide-based nanosponges showed the same levels of DNA integrity of control ones. This finding was confirmed at chromosomal level by Micronucleus test (data in progress), suggesting the efficacy of NSP in remediating $ZnCl_2$ induced toxicity in mussels.

References

CALLAGHAN N.I., MacCORMACK T.J. (2017) - Ecophysiological perspectives on engineered nanomaterial toxicity in fish and crustaceans. *Comp. Biochem. Phys. C*, **193**: 30-41.

CORSI I., FIORATI A., GRASSI G., BARTOLOZZI I., DADDI T., MELONE L., PUNTA C. (2018b) - Environmentally sustainable and ecosafe polysaccharide-based materials for water *nano*-treatment: an eco-design study. *Materials*, **11** (7): 1228.

CORSI I., WINTHER-NIELSEN M., SETHI R., PUNTA C., DELLA TORRE C., LIBRALATO G., LOFRANO G., SABATINI L., AIELLO M., FIORDI L., CINUZZI F., CANESCHI A., PELLEGRINI D., BUTTINO I. (2018a) - *Ecofriendly* nanotechnologies and nanomaterials for environmental applications: key issue and consensus recommendations for sustainable and ecosafe nanoremediation. *Ecotox. Environ. Safe*., **154**: 237-244.

NIGRO M., FALLENI A., DEL BARGA I., SCARCELLI V., LUCCHESI P., REGOLI F., FRENZILLI G. (2006) - Cellular biomarkers for monitoring estuarine environments: transplanted versus native mussels. *Aquat. Toxicol*., **77** (4): 339-347.

This research was funded by Regione Toscana, NanoBonD (Nanomaterials for Remediation of Environmental Matrices associated to Dewatering, Nanomateriali per la Bonifica associata a Dewatering di matrici ambientali) POR CReO FESR Toscana 2014-2020-30/07/2014- LA 1.1.5 CUP 3389.30072014.067000007.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 389-390

L. De Marchi, M. Oliva[1], A. Cuccaro[1], G. Monni[2], R. Freitas, V. Casu[2], I. Caliani[3], M.C. Fossi[3], S. Casini[3], L. Pacciardi[1], S. Fratini[4], M. Baratti[5], C. Pretti[1,2]

Departamento de Biologia & CESAM, University of Aveiro, 3810-193, Portugal.
lucia.marchi@ua.pt
[1]Consorzio per il Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata di Livorno "G. Bacci", Viale N. Sauro, 4 - 57128 Livorno, Italy.
[2]Department of Veterinary Sciences, University of Pisa - 56122 San Piero a Grado (PI), Italy.
[3]Department of Environment, Earth and Physical Sciences, University of Siena, Italy.
[4]Department of Biology, University of Florence, Italy.
[5]National Research Council - IBBR, Florence, Italy.

ECOTOXICITY OF COPPER TO LARVAL STAGES OF THE MARBLED ROCK CRAB *PACHYGRAPSUS MARMORATUS* (FABRICIUS, 1787)

ECOTOSSICITÁ DEL RAME IN LARVE DI GRANCHIO CORRIDORE PACHYGRAPSUS MARMORATUS *(FABRICIUS, 1787)*

Abstract - *Survival, cellular damage and neurotoxicity were investigated in the larval stages (zoea I) of Mediterranean crab* Pachygrapsus marmoratus *(Fabricius, 1787) after copper (II) sulfate pentahydrate ($CuSO_4*5H_2O$) exposure. The results clearly demonstrated that copper negatively affected both oxidative and neuro status in larvae of* P. marmoratus *especially at the two highest concentrations.*

Key-words: *copper, neurotoxicity, oxidative stress,* Pachygrapsus marmoratus*, survival.*

Introduction - Commercial harbour areas are commonly known to be highly contaminated (Denton *et al*., 2005). Copper, in particular, usually shows higher concentration both in sediments and waters with respect to other coastal areas, due to the presence of various sources, such as antifouling paints (Turner, 2010). As a consequence, monitoring activities of these areas are usually mandatory and organized by environmental protection agencies, looking on both chemical and ecotoxicological aspects. Additive ecotoxicological evaluations on wildlife organisms, living in polluted areas, may support classical data. *Pachygrapsus marmoratus* (marbled crab) is a widespread Mediterranean common crab of the family of Grapsidae. These organisms were already considered model organisms in ecotoxicological test (Rainbow *et al*., 2000; Fratini *et al*., 2008). However, no info are available in the literature regarding possible biochemical responses at the larval stage. The aim of this work was to investigate the effect of copper (a common trace element often present in harbour areas) on larval stages (zoea I) of *P. marmoratus* in terms of survival, cell damage and neurotoxicity.

Materials and methods - Several ovigerous females of *P. marmoratus* were collected and kept in the laboratory. After, the spawning, larvae were *in vivo* exposed to different concentrations of copper, as copper (II) sulfate pentahydrate ($CuSO_4*5H_2O$) at the concentration range 0.25-8 mg/l as Cu^{2+} in a mortality assay. In addition, S9 cellular fraction of pooled whole larvae were *in vitro* exposed to copper at the concentrations of 0.5, 0.25 and 0.125 mg/l Cu^{2+} for 1 hour to evaluate biomarkers of oxidative stress and neurotoxicity [superoxide dismutase (SOD) activity; catalase (CAT) activity; glutathione reductase (GR) activity and cholinesterase activities: butyryl (BChE) and propionyl (PChE)].

Results - Mortality test showed half maximal effective concentration (EC_{50}) of 0.52 mg/l Cu^{2+} and a no effect concentration (expressed as EC_{10}) of 0.01 mg/l Cu^{2+}.

Looking on the oxidative stress enzyme battery, 0.25 and 0.50 mg/l Cu^{2+} treated groups were significantly different ($p<0.05$) from control showing SOD activity of 8.05±0.97 U/ml and 7.46±0.59 U/ml respectively. Significant dose-dependent increase of CAT activity was detected in exposed larvae to all the contaminant concentrations (0.125; 0.25 and 0.5 mg/l Cu^{2+}) (0.48±0.16; 0.66±0.24; 0.83±0.36 μmolH_2O_2/min/mg protein, respectively) in comparison to control condition (0.12±0.02 μmolH_2O_2/min/mg protein). However, no significant differences were observed among exposure concentrations. No statistically differences in terms of GR activity were observed for larvae exposed to 0.125 mg/l Cu^{2+} with respect to control (19.36±7.82 nmol/min/mg protein), while larvae submitted to 0.25 mg/l Cu^{2+} showed significantly higher GR activity in comparison to control group ($p<0.05$) (6.49±3.49 nmol/min/mg protein). Regarding results of specimens exposed to the highest exposure concentration (0.50 mg/l Cu^{2+}), GR activity exhibited a significantly inhibition respect to control values. Considering the neurological response of *P. marmoratus* larvae, 0.25 and 0.50 mg/l Cu^{2+} treated groups were significantly different ($p<0.05$) from control (2.34±0.88 nmol/min/mg protein) showing higher BChE activity (39.25±24.85 nmol/min/mg protein and 45.46±22.99 nmol/min/mg protein respectively). Regarding the results of PChE, only 0.50 mg/l Cu^{2+} treated groups were significantly different from control (12.04±9.06 nmol/min/mg protein) showing higher enzyme activity (50.15±16.01 nmol/min/mg protein).

Conclusions - The results defined the threshold of toxicity, in terms of mortality, of the first larval stage of *P. marmoratus* to copper ion. In addition, *in vitro* experiments demonstrated that copper negatively affected the oxidative and neuro status in larvae of *P. marmoratus* especially at the two highest concentrations (0.25 and 50 mg/l Cu^{2+}) after 1 hour of exposure.

References

DENTON G.R.W., CONCEPCION L.P., WOOD H.R., MORRISON R.J. (2005) - Trace metals in sediments of four harbours in Guam. *Mar. Pollut. Bull.*, **50** (10): 1133-1141.

FRATINI S., ZANE L., RAGIONIERI L., VANNINI M., CANNICCI S. (2008) - Relationship between heavy metal accumulation and genetic variability decrease in the intertidal crab *Pachygrapsus marmoratus* (Decapoda; Grapsidae). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **79** (4): 679-686.

RAINBOW P.S., AMIARD-TRIQUET C., AMIARD J.C., SMITH B.D., LANGSTON W.J. (2000) - Observations on the interaction of zinc and cadmium uptake rates in crustaceans (amphipods and crabs) from coastal sites in UK and France differentially enriched with trace metals. *Aquat. Toxicol.*, **50** (3): 189-204.

TURNER A. (2010) - Marine pollution from antifouling paint particles. *Mar. Pollut. Bull.*, **60** (2): 159-171.

This work was supported by the IMPACT EU-funded project (PC Interreg V-A IFM 2014-2020, Prot. ISMAR n. 0002269).

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 391-392

L. Morroni[1], A. Broccoli[1,2], D. Pellegrini[1], D. Sartori[1]

[1]Istituto Superiore per la Protezione Ambientale (ISPRA), Via del Cedro, 38 - 57126 Livorno, Italia.
lorenzo.morroni@isprambiente.it
[2]Università di Firenze, Piazza di San Marco, 4 - 50121 Firenze, Italia.

EFFETTI DELLA SALINITÀ SULLA TOSSICITÀ DEL RAME IN EMBRIONI DI *PARACENTROTUS LIVIDUS* (LAMARCK, 1816) E *ARBACIA LIXULA* (LINNAEUS, 1758) (ECHINODERMATA: ECHINOIDEA)

SALINITY EFFECTS ON COPPER TOXICITY IN PARACENTROTUS LIVIDUS *(LAMARCK, 1816) AND* ARBACIA LIXULA *(LINNAEUS, 1758) EMBRYOS (ECHINODERMATA: ECHINOIDEA)*

Abstract *- The toxicity of copper under varying salinity has been investigated in embryos of two sea urchin species* Paracentrotus lividus *and* Arbacia lixula. *The comparison of embryogenesis success of the two species show greater sensitivity to copper in* A. lixula *than in* P. lividus *embryos, with also a tolerance to a smaller salinity range. A partial toxicity decrease of copper has been observed at high salinities.*

Key-words: *salinity, copper, embryos,* Paracentrotus lividus, Arbacia lixula.

Introduzione - *Paracentrotus lividus* e *Arbacia lixula* sono due echinoidi molto comuni lungo le coste del Mar Mediterraneo, dove possono condividere lo stesso habitat, ma con nicchie ecologiche non completamente sovrapposte a causa delle diverse preferenze per substrato e alimentazione (Boudouresque e Verlaque, 2007). Gli embrioni di *P. lividus* sono ampiamente utilizzati nei saggi ecotossicologici per la valutazione della qualità ambientale di acque e sedimenti marini (Morroni *et al*., 2016), mentre gli studi con *A. lixula* sono scarsi (Carballeira *et al*., 2011; Sartori *et al*., 2016). I saggi di sviluppo embrionale/larvale con queste specie possono essere influenzati da variazioni dei parametri chimico-fisici come la salinità, la quale può inoltre alterare la biodisponibilità dei contaminanti potenzialmente presenti in ambiente marino (Verslycke *et al*., 2003; Shukla *et al*., 2007; Barbieri, 2010). Lo scopo del presente studio è quello di verificare l'influenza della salinità sulla tossicità del rame, confrontando la sensibilità di *A. lixula* e *P. lividus*.

Materiali e metodi - Individui adulti di *P. lividus* e *A. lixula* sono stati prelevati in snorkeling in fondali rocciosi lungo il litorale livornese da ottobre 2018 a febbraio 2019. Gameti maschili e femminili sono stati prelevati dalle 2 specie di echinoidi, effettuando la fecondazione e la successiva esposizione degli embrioni in soluzioni di acqua di mare filtrata (0,45 µm) a 7 salinità differenti: 27‰, 30‰, 33‰, 36‰, 39‰, 42‰, 45‰. Per ciascuna salinità sono state valutate 7 concentrazioni differenti di nitrato di rame: 0, 10, 20, 25, 30, 35 e 40 µg/l. Gli embrioni sono stati incubati in piastre multipozzetto da 10 ml per 72 ore ad una temperatura di 18±1 °C. A fine esposizione il successo dell'embriogenesi è stato valutato stimando la percentuale di larve normoformate allo stadio di pluteo 4 braccia, ottenuta contando 100 embrioni tramite microscopio ottico.

Risultati - I risultati mostrano una maggiore sensibilità al rame da parte di *A. lixula* (10 µg/l<EC50<15 µg/l) rispetto a *P. lividus* (25 µg/l<EC50<35 µg/l), con significative oscillazioni dovute alla stagionalità in entrambe le specie ($P<0,05$). Entrambi gli echinoidi mostrano un range di tolleranza alle salinità comprese fra

30 e 42‰, tuttavia sono state riscontrate differenze specie-specifiche (Fig. 1). In particolare *A. lixula* presenta un range ottimale più ristretto attorno a 36‰±1, a differenza di *P. lividus* con un optimum compreso tra 36 e 39‰. Interessante notare come, in *P. lividus*, la tossicità del rame diminuisca significativamente (P<0,05) alla salinità del 39‰ rispetto a quella del 36‰ in concentrazioni del metallo superiori a 25 µg/l. In questi casi i dati sembrano confermare che la tossicità del rame diminuisce con l'aumentare della salinità, quando i valori di quest'ultima rimangono nel range di tollerabilità degli embrioni.

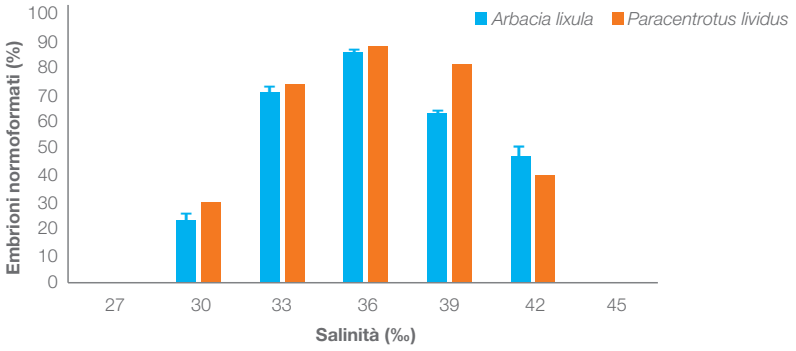


Fig. 1 - Embrioni normoformati in *P. lividus* e *A. lixula* (media±ES) incubati a differenti salinità.
Well-developed embryos of P. lividus *and* A. lixula *(mean±SE) incubated at different salinities.*

Conclusioni - La sensibilità nei confronti della salinità e della concentrazione di nitrato di rame, nelle due specie di indagine, presenta delle significative differenze. Dai dati emerge una maggiore sensibilità di *A. lixula* e una diminuzione di tossicità ad opera della salinità. Questi risultati mostrano per la prima volta le diverse sensibilità al rame delle due specie a diverse salinità, gettando le basi per la compressione dei potenziali impatti sulle popolazioni di ricci di mare in aree contaminate. Questo studio permette inoltre di ottimizzare il saggio di embriotossicità con queste specie, stabilendo i range ottimali di salinità da utilizzare per l'allestimento del test.

Bibliografia

BARBIERI E. (2010) - Acute toxicity of ammonia in white shrimp (*Litopenaeus schmitti*) (Burkenroad, 1936, Crustacea) at different salinity levels. *Aquaculture*, **306** (1-4): 329-333.

BOUDOURESQUE C.F., VERLAQUE M. (2007) - Ecology of *Paracentrotus lividus*. In: Lawrence J.M. (ed), Edible sea urchins: biology and ecology. *Dev. Aquac. Fish. Sci.*, **37**: 243-285.

CARBALLEIRA C., MARTÍN-DÍAZ L., DELVALLS T.A. (2011) - Influence of salinity on fertilization and larval development toxicity tests with two species of sea urchin. *Mar. Environ. Res.*, **72** (4): 196-203.

MORRONI L., PINSINO A., PELLEGRINI D., REGOLI F., MATRANGA V. (2016) - Development of a new integrative toxicity index based on an improvement of the sea urchin embryo toxicity test. *Ecotox. Environ. Safe.*, **123**: 2-7.

SARTORI D., PELLEGRINI D., GAION A. (2016) - Analysis of variability in embryological response of two sea urchin species to spatial and temporal features - Can these factors influence responses in standardized ecotoxicological assays? *Expert Opin. Environ. Biol.*, **S1**, doi: 10.4172/2325-9655.S1-002.

SHUKLA P., GOPALANI M., RAMTEKE D.S., WATE S.R. (2007) - Influence of salinity on PAH uptake from water soluble fraction of crude oil in *Tilapia mossambica*. *B. Environ. Contam. Tox.*, **79** (6): 601-605.

VERSLYCKE T., VANGHELUWE M., HEIJERICK D., DE SCHAMPHELAERE K., VAN SPRANG P., JANSSEN C.R. (2003) - The toxicity of metal mixtures to the estuarine mysid *Neomysis integer* (Crustacea: Mysidacea) under changing salinity. *Aquat. Toxicol.*, **64** (3): 307-315.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 393-394

V. Perricone, F. Marmo[1], A. Gloria[2], C. Langella[3], G. Pontillo, M. De Stefano[3], M.D. Candia Carnevali[4]

Department of Engineering, University of Campania "Luigi Vanvitelli", Via Roma, 29 - 81031 Aversa (CE), Italy.
valentina.perricone@unicampania.it
[1]DSEA, University of Naples Federico II, Napoli, Italy.
[2]IPCB - National Research Council of Italy, Naples, Italy.
[3]DADI and DISTABIFF, University of Campania "Luigi Vanvitelli", Aversa (CE), Italy.
[4]ESP, University of Milano, Italy.

CONSTRUCTIONAL DESIGN OF SEA URCHIN TEST: IN PROGRESS STUDY FOR PROMISING BIOMIMETIC APPLICATIONS

IL DESIGN COSTRUZIONALE DELLA TECA DEL RICCIO DI MARE: STUDIO IN PROGRESS *PER PROMETTENTI APPLICAZIONI BIOMIMETICHE*

Abstract - *The present study focuses on morphological and mechanical characteristics of echinoid test structure in order to acquire new biological insights, as well as, to identify adaptive solutions possibly useful for biomimetic transfer applications in the Industry 4.0 Era. In this light, high resolution SEM images, Micro-CT scan, 3D modelling, digital simulation and fabrication are used for an integrated analysis of the test structure of the common sea urchin* Paracentrotus lividus *with the final aim to realize a lightweight orthopaedic back brace for scoliosis treatment.*

Key-words: *echinoids, biomimetics, 3D modelling, finite element analysis, bio-inspired products.*

Introduction - The sea urchin endoskeleton consists most of all of a very complex test structure, displaying a high number of functional details. Biologically, it responds to the primary need to resist both biotic and abiotic stresses related to the aquatic environment (Philippi and Nachtigall, 1996; Nebelsick *et al.*, 2015). Nevertheless, these optimized structures, which minimize both energy and constructional materials employed, could also represent ideal models for transferring functional bio-inspired solutions to different industrial sectors (Knippers and Speck, 2012). Such a design process, which takes inspiration from natural systems to generate innovative technological solutions, is referred to as Biomimetics (ISO 18458:2015). The present study focuses on the test of the common sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) to identify specific adaptive features and functional aspects and to re-interpret them as smart solutions to be proposed for biomedical design engineering. To this purpose, scanning electron microscopy (SEM), x-ray micro-computed tomography (Micro-CT), digital modelling, finite element (FE) analysis, and parametric design were all employed in an integrated approach in order to understand and apply the strategic structural innovations and functional principles of *P. lividus* test architecture. Employing a biomimetic *solution-based* approach some characteristic functional adaptations of echinoid skeleton will be implemented in order to design a new lightweight back brace.

Materials and methods - Specimens of *P. lividus* test, collected in the Gulf of Naples, were analysed with Micro-CT scanning and HR-SEM in order to visualize the morphological characteristics and variability of the macro- and microstructure. The mechanical performances of the plates-divided echinoid test were explored: 3D models of the macrostructure were obtained and analysed by setting up a FE model in order to evaluate the mechanical responses to different types of loading. In particular, using photogrammetric survey techniques, two 3D models of the *P. lividus* test were generated: 1) a monolithic model, characterized by homogenous bending stiffness;

2) a modular model, in which the shell structure is divided into hexagonal plates joined by semi-flexible sutures (the actual condition of echinoid test). Mechanical parameters associated to FE models were characterized by micromechanical three bending point tests on single plates and a series of two plates joined by the semi-flexible sutures. Once identified functional solutions and structural adaptations of the test, the bioinspired back brace model will be generated *via* parametric design tools, *Grasshopper-Rhinoceros* 3-D modelling tools, by reproducing the functional features of the echinoid shell. The product will be prototyped by additive manufacturing techniques, the 3D printed models will be tested and verified in order to assess the attainment of proper mechanical and functional performance.

Results - Preliminary Micro CT and SEM surveys on *P. lividus* showed that, on the basis of their functional roles, there is a high macro- and microstructure variation of the skeletal parts. The skeletal material of each plate tends to increase in density in the regions subjected to high stresses (especially compressive), and to specialize its microstructure (galleried stereom) in the zones more subjected to directional forces, such as the sutural ones. Preliminary FE simulations showed that the actual structural organization of the echinoid test is significantly capable to reduce bending actions with respect to the monolithic shell. This comparison indicates that the modular organization of the shell, characterized by a strategic partitioning into plates and partially-flexible sutures, can be identified as an adaptive strategy to reduce bending actions in favour of membrane ones, resulting in a more efficient and lightweight structure.

Conclusions - Preliminary results on the *P. lividus* test showed that the modular model, characterizing regular echinoids, endorses structural integrity and mechanical stability of the test structure when subjected to different loading conditions. This study attempts to demonstrate how both the variability in structural porosity and the modular division of echinoid test, associated to the specific and strategic employment of suitable joints and collagenous ligaments, are successful functional solutions for increasing resistance, flexibility, lightness and adaptability of the skeletal structure. These characteristics are ideal solutions that can be considered in designing new orthopaedic devices such as of a new light and dynamical modular system for a back brace orthotic. This bioinspired product will be formed by dynamical systems of plates, characterized by a complex porous structure, able to sustain loads and external stresses, and to adapt to the different treatment stages for scoliosis. This research aims to demonstrate the validity and effectiveness of biomimetic contribution in process and product improvement for manufacturing sectors, as well as a remarkable support in biological research on marine organisms.

References

KNIPPERS J., SPECK T. (2012) - Design and construction principles in nature and architecture. *Bioinspir. Biomim.*, **7** (1): 015002.

NEBELSICK J.H., DYNOWSKI J.F., GROSSMANN J.N., TÖTZKE C. (2015) - Echinoderms: hierarchically organized light weight skeletons. In: Hamm C. (ed), Evolution of lightweight structures. Analyses and technical applications. *Biologically-Inspired Systems*, **6**: 141-155.

PHILIPPI U., NACHTIGALL W. (1996) - Functional morphology of regular echinoid tests (Echinodermata, Echinoida): a finite element study. *Zoomorphology*, **116** (1): 35-50.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 395-396

A. Reboa[1], S. Losorgio[1], L. Viola[1], M. Novelli[1], M. Capello[1], A. Mandich[1,2], L. Cutroneo[1]

[1]Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italy.
anna.reboa@edu.unige.it
[2]INBB, Consorzio Interuniversitario Biosistemi e Biostrutture, Roma, Italy.

PRELIMINARY STUDY OF SPLENIC, RENAL AND HEPATIC MELANO-MACROPHAGE CENTERS IN FISHES IN THE GULF OF TIGULLIO (LIGURIAN SEA)

STUDIO PRELIMINARE SUI CENTRI DI MACROFAGI IN MILZA, RENE E FEGATO IN PESCI DEL GOLFO DEL TIGULLIO (MAR LIGURE)

Abstract *- The present study aimed to investigate the occurrence of Melano-Macrophage Centers (MMCs) in liver, spleen and kidney in red mullet (*Mullus barbatus*, Linnaeus, 1758), wide-eyed flounder (*Bothus podas*, Delaroche, 1809) and axillary sea bream (*Pagellus acarne*, Risso, 1827) from the Gulf of Tigullio that is strongly affected by anthropogenic pollution. MMCs were described according to number and area they occupied. Furthermore, occurrence and abundance of different pigments often contained in MMCs were considered in this baseline study, which can be useful for further investigation.*

Key-words: *Melano-Macrophage Centres, spleen, kidney, liver, fish.*

Introduction - Melano-Macrophage Centers (MMCs) are focal aggregates of macrophage-like cells and fragments derived from phagocytosed cells that can be found in spleen, kidney, and liver of teleostean fishes, often containing pigments such as melanin (Me), hemosiderin (He) and lipofuscin (Li) (Agius and Roberts, 2003). Both laboratory and field studies have shown increased occurrence of MMCs in fishes exposed to various contaminants (Carrassón *et al*., 2008; Basilone *et al*., 2018). Therefore, MMCs can be regarded as indicators of fish exposure to degraded environments (Fournie *et al*., 2001). Here, we report preliminary data on MMCs occurrence in spleen, kidney and liver of fishes from the Gulf of Tigullio. The study area was selected due to the remarkable presence of several human discharges from different sources, such as ports, as well as urban and industrial activities. Different morphometric traits were evaluated: MMCs area/mm^2, as well as number and dimension of single MMCs. Furthermore, MMCs were differentially analysed to distinguish different pigments they contain. Three fish species were investigated, comparing the presence of MMCs in the three different organs.

Materials and methods - Specimens of red mullet (*Mullus barbatus*), wide-eyed flounder (*Bothus podas*) and axillary sea bream (*Pagellus acarne*) were captured in different random sampling stations in the Tigullio Gulf. Total length (TL) and wet weight (WW) were recorded, and liver, kidney and spleen tissue samples were fixed for 24h in Bouin's fluid. Serial sections (4 μm thick) were stained with hematoxylin and eosin for ordinary histology including melanin and lipofuscin detection, and with Perls staining (Bio-Optica) for He detection. For each tissue sample, nine fields were recorded at 100× magnification: number and mean percent coverage of MMCs, in relation to the total area, were calculated by using Image J software.

Results - Differences regarding the number of MMCs, total area and % area occupied by MMCs per mm^2 were observed between all the three species. Mean number of MMCs/mm^2 in *M. barbatus* was 42.53±13.30 in spleen, 34.82±19.79 in kidney and 0.30±4.4 in liver. Mean number of MMCs/mm^2 in *B. podas* was 30.58±17.18 in

spleen, 67.02±16.94 in kidney and 5.13±7.47 in liver. Mean number of MMCs/mm^2 in *P. acarne* was 46.84±13.93 in spleen, 17.81±13.84 in kidney and 2.24±4.02 in liver. As a whole, total area MMCs/mm^2 was higher in both spleen and kidney compared to liver in each species. In *M. barbatus* and *P. acarne*, MMCs covered an area about 10 times greater in spleen than in kidney and liver. In *B. podas* the surface occupied by MMCs/mm^2 in kidney was of the same order of magnitude as in spleen. In addition, differences between tissues and species compared were observed regarding different pigment content and their percentage distribution within the MMCs (Fig. 1).

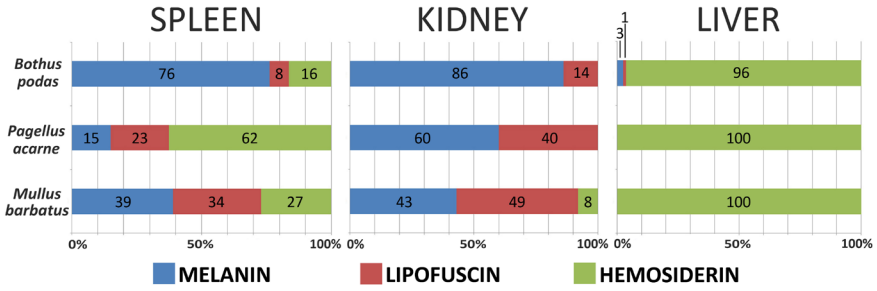


Fig. 1 - Percentage occurrence of melanin, lipofuscin and hemosiderin pigments in MMCs of spleen, kidney and liver of the three species under comparison.
Presenza percentuale media di melanina, lipofuscina ed emosiderina nei MMC di milza, rene e fegato delle tre specie analizzate.

Conclusions - This study highlighted that spleen is a suitable organ model for collecting reliable data on MMCs induction. In fact, spleen always exhibited the strongest response in terms of MMCs occurrence and dimension compared to the other organs, as already found in literature (Fournie *et al*., 2001). An increase of MMCs may turn into a pathological modification when leads to an extreme tissue destruction and/or hemolysis. Investigating about pigments derived by solid tissues or blood can be useful to understand which process is involved in MMCs occurrence (Fournie *et al*., 2001). *B. podas* seemed to be the most sensitive species regarding MMCs activation in spleen and kidney, but further data on the physiology of specific fish tissues are required to account for such results.

References

AGIUS C., ROBERTS R.J. (2003) - Melano-macrophage centres and their role in fish pathology. *J. Fish Dis*., **26** (9): 499-509.

BASILONE G., GARGANO A., CORRIERO A., ZUPA R., SANTAMARIA N., MANGANO S., FERRERI R., PULIZZI M., MAZZOLA S., BONANNO A., PASSANTINO L. (2018) - Liver melanomacrophage centres and CYP1A expression as response biomarkers to environmental pollution in European anchovy (*Engraulis encrasicolus*) from the western Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull*., **131**: 197-204.

CARRASSÓN M., CURELL J., PADRÓS F., CRESPO S. (2008) - Evaluation of splenic macrophage aggregates of red mullet (*Mullus barbatus*) as biomarkers of degraded environments in the western Mediterranean using image analysis. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol*., **28** (2): 46-51.

FOURNIE J.W., SUMMERS J.K., COURTNEY L.A., ENGLE V.D., BLAZER V.S. (2001) - Utility of splenic macrophage aggregates as an indicator of fish exposure to degraded environments. *J. Aquat. Anim. Health*, **13** (2): 105-116.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 397-398

Y. Tomio, A. Buosi, A.-S. Juhmani, A.A. Sfriso*

Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica, Università Ca' Foscari Venezia,
Via Torino, 155 - 30172 Mestre (VE), Italia.
yari.tomio@unive.it
*Dipartimento di Scienze Chimiche e Farmaceutiche (DipSCF), Università di Ferrara, Italia.

STUDIO PRELIMINARE SUI CONTENUTI DI CARBONIO, AZOTO E FOSFORO DI DUE SPECIE DI FANEROGAME ACQUATICHE DELLA FAMIGLIA ZOSTERACEAE (*ZOSTERA MARINA* E *ZOSTERA NOLTEI*) NELLA LAGUNA DI VENEZIA

*PRELIMINARY STUDY OF CARBON, NITROGEN AND PHOSPHOROUS CONTENTS IN TWO SEAGRASSES OF ZOSTERACEAE FAMILY (*ZOSTERA MARINA *AND* ZOSTERA NOLTEI*) IN THE VENICE LAGOON*

Abstract - *A preliminary study of seasonal variations of carbon, nitrogen and phosphorous contents in two seagrass species,* Zostera marina *and* Zostera noltei *is presented. Six samples for each species were taken using a sampler (0.0314 m²) in four campaigns (August and November 2017, March and May 2018). Leaves and roots were then separated and analyzed by micro elementar combustion. Carbon, nitrogen and phosphorous values were higher in March and lower in May for both species.*

Key-words: Zostera marina, Zostera noltei, *C:N:P, nutrient contents, Venice lagoon.*

Introduzione - Le praterie di fanerogame sono considerate ecosistemi altamente produttivi (Duarte *et al*., 2010). Gli impatti antropici di varia natura, ed in particolare i fenomeni di eutrofizzazione, hanno portato ad un declino delle fanerogame ad un tasso stimato attorno ai 110 km² all'anno tra il 1980 e il 2006 (Waycott *et al*., 2009). Lo studio delle variazioni stagionali nei rapporti C:N:P risulta di grande importanza come indicatore dello stato di conservazione delle praterie di fanerogame negli ambienti costieri e lagunari (Touchette *et al*., 2003). L'analisi dei dati disponibili di 27 specie di fanerogame ha portato alla definizione di un rapporto C:N:P di 33,6±0,3% C, 1,92±0,05% N e 0,23±0,11% P (Duarte, 1990). Dati sulla variazione mensile di due specie di Zosteraceae (*Zostera marina* L., 1753 e *Zostera noltei* Hornemann, 1832), famiglia di angiosperme monocotiledoni diffuse nelle acque costiere e lagunari delle regioni temperate e subtropicali, sono stati raccolti durante il periodo di elevata trofia che è perdurato fino a metà degli anni '90 (Sfriso e Marcomini, 1999; Sfriso *et al*., 2008). Tuttavia, attualmente le condizioni trofiche della laguna di Venezia sono notevolmente migliorate. Pertanto, si è deciso di intraprendere uno studio sulle variazioni stagionali nei contenuti di azoto, fosforo e carbonio nei tessuti (rizomi e foglie) delle due specie al fine di fare confronti con i dati di letteratura e con quelli rilevati in passato.

Materiali e metodi - Lo studio è stato condotto durante quattro campagne (agosto, novembre, febbraio e maggio) nel bacino settentrionale della laguna di Venezia, all'interno di un canale in località Cavallino-Treporti dove sono state individuate dense praterie naturali e stabili di *Z. marina* e *Z. noltei*. In ogni campagna e per ogni specie sono stati prelevati sei campioni di biomassa per mezzo di un campionatore di 0,0314 m² di superficie. I campioni sono poi stati posti in sacchetti di plastica trasparente e tenuti al fresco in attesa delle analisi in laboratorio. In laboratorio si sono quindi separati i rizomi e i fasci fogliari prima di procedere a successiva liofilizzazione e tritatura dei campioni. I contenuti di carbonio e azoto totale

nei rizomi e nelle foglie sono stati determinati, in tripla replica, per mezzo di un sequenziatore elementare Elementar Vario MICRO cube e sono espressi come media ± deviazione standard.

Risultati - I valori di carbonio, azoto e fosforo, espressi come percentuale di contenuto nei fasci fogliari presentano valori medi comparabili con quelli riportati in Duarte (1990), rispettivamente: 33,0±2,7% C, 2,12±0,25% N e 0,26±0,07% P per *Z. marina* e 32,5±4,1% C, 2,49±0,63% N e 0,26±0,06% P per *Z. noltei*. I valori massimi, per entrambe le specie, sono stati registrati in marzo, con valori medi di 35,2% C, 2,96% N e 0,35% P e valori minimi in maggio, con valori medi di 28,1% C, 2,09% N e 0,24% P. I contenuti di nutrienti nei rizomi presentano, invece, valori medi inferiori: 29,7±9,2% C, 1,59±1,00% N e 0,20±0,13% P per *Z. marina* e 31,0±9,7% C, 1,45±1,45% N e 0,23±0,19% P per *Z. noltei*. Tuttavia, mostrano un pattern simile ai fasci fogliari, con valori massimi in marzo (in media C: 37,2%, N: 3,04% e P: 0,44%) e minimi in maggio (C: 16,5%, N: 0,62% e P: 0,09%).

Conclusioni - Il nostro studio ha evidenziato contenuti di fosforo maggiori rispetto a precedenti lavori intrapresi in laguna di Venezia (Sfriso e Marcomini, 1999; Sfriso *et al*., 2008) e sempre al di sopra del valore limitante dello 0,20% (Duarte, 1990), a testimonianza di condizioni più favorevoli per la loro crescita a seguito di migliorate condizioni trofiche. Inoltre, si sono riscontrati contenuti inferiori di carbonio, azoto e fosforo in maggio e più elevati appena prima del periodo primaverile, suggerendo uno stoccaggio dei nutrienti durante il periodo invernale, quando le forniture possono superare le richieste ed un loro utilizzo durante il periodo di crescita (Alcoverro *et al*., 1997). Ciò si riflette anche nel contenuto maggiore di carbonio, azoto e fosforo nei rizomi di entrambe le specie in novembre e marzo rispetto ai fasci fogliari.

Bibliografia

ALCOVERRO T., ROMERO J., DUARTE C.M., LÓPEZ N.I. (1997) - Spatial and temporal variations in nutrient limitation of seagrass *Posidonia oceanica* growth in the NW Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **146**: 155-161.

DUARTE C.M. (1990) - Seagrass nutrient content. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **67**: 201-207.

DUARTE C.M., MARBÀ N., GACIA E., FOURQUREAN J.W., BEGGINS J., BARRÓN C., APOSTOLAKI E.T. (2010) - Seagrass community metabolism: assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochem. Cy.*, **24** (4), doi: 10.1029/2010GB003793.

SFRISO A., FACCA C., CEOLDO S. (2008) - Growth and net production of the seagrass *Nanozostera noltii* (Hornemann) Tomlinson *et* Posluzny in Venice lagoon. In: Campostrini P. (ed), *Scientific Research and Safeguarding of Venice.* CORILA Research Program 2004-2006. Vol. VI. 2006 Results. Multigraf, Spinea (VE): 281-291.

SFRISO A., MARCOMINI A. (1999) - Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part II: Coupling with sediment, SPM and tissue carbon, nitrogen and phosphorus concentrations. *Mar. Environ. Res.*, **47** (3): 285-309.

TOUCHETTE B.W., BURKHOLDER J.M., GLASGOW H.B. (2003) - Variations in eelgrass (*Zostera marina* L.) morphology and internal nutrient composition as influenced by increased temperature and water column nitrate. *Estuaries*, **26** (1): 142-155.

WAYCOTT M., DUARTE C.M., CARRUTHERS T.J.B., ORTH R.J., DENNISON W.C., OLYARNIK S., CALLADINE A., FOURQUREAN J.W., HECK Jr. K.L., HUGHES A.R., KENDRICK G.A., KENWORTHY W.J., SHORT F.T., WILLIAMS S.L. (2009) - Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **106** (30): 12377-12381.

8° WORKSHOP DEL GRUPPO CETACEI

"Monitoraggio dei Cetacei: nuove necessità e prospettive in un mondo che cambia"

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 400-401

A. Arcangeli, M. Aissi[1], F. Atzori[2], M. Azzolin[3], I. Campana[4], L. Carosso[4], R. Crosti, L. David[5], N. Di Meglio[5], F. Frau[2], O. García Garin[6], C. Giacoma[7], M. Gregorietti[4], E. Martín Moreno[8], V. Mazzucato[4], A. Moulin[9], M. Paraboschi[4], G. Pellegrino[4], M. Rosso[9], M. Roul[5], G. Sarà[10], A. Scuderi[8,11], P. Tepsich[9], M. Tringali[12], M. Vighi[6]

ISPRA - Italian Institute for Environmental Protection and Research, Via V. Brancati, 48 - 00144 Roma, Italy.
antonella.arcangeli@isprambiente.it
[1]ATUTAX, Hammam Lif, Tunisia.
[2]AMP Capo Carbonara, Villasimius (CA), Italy.
[3]GAIA Research Institute, Torino, Italy,
[4]Accademia del Leviatano, Roma, Italy.
[5]EcoOcéan Institute, Montpellier, France.
[6]Univ. Barcelona, Spain.
[7]Univ. Torino, Italy.
[8]Ecolocaliza, Cádiz, Spain.
[9]CIMA Research Foundation, Savona, Italy.
[10]Univ. Palermo, Italy.
[11]Univ. Cádiz, Spain.
[12]Ketos, Taranto, Italy.

FIXED LINE TRANSECT MEDITERRANEAN MONITORING NETWORK (FLT MED NET), AN INTERNATIONAL COLLABORATION FOR LONG TERM MONITORING OF MACRO-MEGA FAUNA AND MAIN THREATS

FIXED LINE TRANSECT MEDITERRANEAN MONITORING NETWORK (FLT MED NET), *UNA COOPERAZIONE INTERNAZIONALE PER IL MONITORAGGIO A LUNGO TERMINE DI MACRO-MEGA FAUNA MARINA E PRINCIPALI PRESSIONI*

Abstract - *The monitoring of highly mobile species such cetaceans and sea turtle is challenging, and long term dataset based on seasonal repeated surveys can deliver primary information for understanding the main drivers of species movements and detecting early sign of changes. The synoptic monitoring of main threats is also a powerful method for a risk assessment based on real situation. Since 2007, a stable and growing collaboration among international research institutions in Mediterranean is delivering long term continuous information at large scale and on a seasonal basis, with the aim to contributing to improve the understanding of species ecology conservation status and prioritize effective mitigation measures.*

Key-words: *cetaceans, sea turtle, long term monitoring, Mediterranean Sea.*

Introduction - The Fixed Line Transect Mediterranean monitoring Network (FLT MED Net) is a network of research bodies using ferries as platform of observation to perform systematic surveys along several trans-boundary transects in the Mediterranean Sea. The network is coordinated by ISPRA and is run in collaboration with research bodies from Italy, France, Spain, Tunisia and Greece. More than 20 scientific partners are involved in the data collection, protocol definition, and data analysis. Aim of the Network is the long term monitoring of key marine species and the main threats to detect early signs of changes in species abundance, distribution and habitat use, and link these to main environmental and anthropogenic drivers.

Materials and methods - All the partners share the same protocol for the systematic survey of the marine species listed in the Habitat Directive 92/43/EEC (*e.g.* cetaceans, marine turtles and seabirds) and their main threats (*i.e.* maritime traffic, marine litter). Researchers and university students are involved in the data collection. Five

surveys per season are undertaken all year round along each transect. Transects cross high sea and national waters among Italy, France, Spain, Greece, Tunisia, and, since January 2018, Morocco. Five ferries companies collaborate to the project. Data on marine fauna are collected using the distance sampling method, while marine litter data are collected using the strip transect protocol (ISPRA, 2016). Since 1989, the cetacean protocol was improved in order to strengthen the systematic approach of survey and the trans-boundary nature of transects. The marine litter protocol was specifically designed for large vessels (item >20 cm), and was perfected within the Interreg MEDSEALITTER project, in line with the revision of the Guidance for monitoring floating marine litter within the MSFD.

Results - In ten years of monitoring, the network surveyed more than 300,000 km in 10 routes, totalizing almost 7,500 cetacean records. The most sighted species were *Balaenoptera physalus* (N=2162) and *Stenella coeruleoalba* (4158), followed by *Tursiops truncatus* (546), *Physeter macrocephalus* (277), *Ziphius cavirostris* (152), *Globicephala melas* (47), *Delphinus delphis* (96), *Grampus griseus* (50) and *Orcinus orca* (1). Seasonal and yearly variations in abundance and distribution were recorded in all the studied areas. Almost 1,700 records of sea turtles were also recorded, allowing seasonal comparison of species distribution within different basins. To date the network produced 26 scientific papers published in ISI indexed journals, 73 conference papers, 37 University theses (Bachelor, Master, PhD) and 5 reports. The articles investigated seasonal presence and distribution for conservation purposes, long term trends, habitat use, correlation with environmental features, and influence of the main threats.

Conclusions - The synoptic collection of species and main threats data, allowed to assess risky areas/seasons were species are most exposed to threats, highlighting a complex situation in which the type and level of risk are determined by a combined effects of species diversity, abundance, juveniles presence, and differentiate primary biological needs. Results underlying thus the need for an adaptive conservation and the important contribution of continuous high sea monitoring across seasons to gather robust long-term datasets. The high number of repeated surveys allowed also to deliver interesting insights for the monitoring and modeling of rarer pelagic species.

Acknowledgments: We thank all the crew and the ferry companies hosting the researchers on board (Corsica Sardinia Ferries; Grimaldi Lines; Tirrenia CIN; Minoan; CTN; Baleària) and all the students and researchers that helped collecting the data.

References

ISPRA (2016) - Technical Annex I for the Agreement 'Fixed Line Transect using ferries as platform of observation for monitoring cetacean populations'; Technical Annex II 'Protocol for monitoring by vessel of floating marine macro litter and marine macro fauna along a fixed transept width'.

The project was partially founded within the MEDSEALITTER project (2016-19).

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 402-403

L. Carosso, A. Arcangeli[1], F. Cerri, R. Crosti[1], M. Gregorietti[2], C. Luperini, V. Mazzucato, E. Muzi, A. Castelli[3]

Accademia del Leviatano, Roma, Italy.
lara.carosso@libero.it
[1]ISPRA, Italian Institute for Environmental Protection and Research, Via V. Brancati, 48 - 00144 Roma, Italy.
[2]CNR-IAS, Capo Granitola, Torretta Granitola (TP), Italy.
[3]University of Pisa, Italy.

THE NORTHERN TYRRHENIAN SEA, AN IMPORTANT TRANSIT AREA FOR THE MEDITERRANEAN FIN WHALE

IL MAR TIRRENO SETTENTRIONALE, UN'IMPORTANTE AREA DI PASSAGGIO PER LA BALENOTTERA COMUNE DEL MEDITERRANEO

Abstract *- The Fixed Line Transect FLT MED project allows to conduct a synoptic monitoring of cetaceans, other large pelagic species and their threats in different areas of the Mediterranean Sea. This study focuses on the northern Tyrrhenian Sea, a strategic area crossed by the ferry route that joins Livorno (Italy) to Bastia (Corse). Being the South-eastern site of the Pelagos Sanctuary, in the middle of different feeding zones, it may represent an important transit area for fin whale.*

Key-words: *cetaceans, Pelagos Sanctuary, Mediterranean Sea, fin whale.*

Introduction - In a global context where anthropogenic pressures act on marine environment at different levels, it's necessary to implement precise measures of conservation aimed to protect the environment and the organisms that live in it. Fin whale (*Balaenoptera physalus*, Linnaeus, 1798), considered vulnerable specie by IUCN, is a wide-ranging pelagic animal that perform seasonal migrations. The Mediterranean whale seems to have changed the traditional oceanic migratory model, performing seasonal movements of concentration/dispersion along the latitudinal gradients, involving most animals but with individual differentiation (Arcangeli *et al*., 2018). Some individuals are indeed known to remain in the wider North-western summer feeding grounds also during winter months, while the majority may disperse from the summer aggregation sites, using most of the Mediterranean Sea for feeding, breeding and calving at different times of the year (Geijer *et al*., 2016). Not having much information, in order to carefully assess the conservation status of this species, it's necessary to collect as much data as possible on its ecology, range, population and anthropogenic pressures (*e.g.* Campana *et al*., 2018). Thanks to a collaboration between ISPRA and other research bodies, it has been possible to develop an extensive network to monitor cetaceans, other large pelagic species, and their threats, by means of several trans-boundary routes distributed in the Mediterranean Sea. Among the various routes distributed in the basin, the one that connects Livorno to Bastia plays a key role: it's located within the Pelagos Sanctuary and a part of the route passes through the Corsica Channel where the exchanges between the Tyrrhenian and Ligurian seas are regulated according to a stable seasonal cycle (Astraldi *et al*., 1994).

Materials and methods - Repetitive systematic surveys were performed along the Livorno-Bastia fixed line transect from 2008 to 2017, using ferry as platform of observation, and following the ISPRA standard protocol for monitoring marine mega and macro fauna, maritime traffic and marine litter (ISPRA, 2016). Marine mammals observers, positioned on each side of the ferry deck, carried out the monitoring by naked eye, using the binocular only at the time of sighting to better

identify the species. GPS, data sheet, camera and range finder (for the distances) were also used during the work. Seasonal spatial distribution and abundance were calculated as Sightings Per Unit of Effort [SPUE=(N/km)×100] using each transect as statistically sampling unit.

Results - During the ten year of monitoring, a total of approx. 45,000 km of effort were conducted in standard condition and 44 sightings of *B. physalus* were recorded. In total, the number of sighted animals were 56 with an average group size of 1.27. Juveniles were recorded in 4 sightings. The seasonal SPUE showed higher values during spring (SPUE=0.23±0.06) and autumn (SPUE=0.15±0.05), compared to winter (SPUE=0.06±0.04) and summer (SPUE=0.03±0.01). The seasonal spatial distribution of sightings showed a wide distribution along the whole transect during spring and autumn, whereas they were mostly concentrated in the eastern side, in the area between Capraia Island and the Tuscan coast, during summer and winter.

Conclusions - The 10 years of continuous monitoring confirmed the constant presence of fin whale in this area with important seasonal variation likely due to a transit of the species during spring and autumn: in fact, whales could use this passage to move between the summering feeding ground in the North-West Mediterranean and the winter-feeding grounds (*e.g.* the Strait of Sicily), or the unidentified breeding grounds in the southern Mediterranean (Panigada *et al*., 2017). The collected data prove this type of investigation, which allows long-term monitoring of vast sea areas otherwise difficult to reach, is very useful in providing information on the status of Mediterranean fin whale, to be compared with the next monitoring data in the upcoming years.

Acknowledgments: We acknowledge Corsica Ferries - Sardinia Ferries and all their crew for hosting the researchers on board; we also are grateful for all the research volunteers that helped collecting the data.

References

ARCANGELI A., CAMPANA I., BOLOGNA M.A. (2018) - Influence of seasonality on cetacean diversity, abundance, distribution and habitat use in the western Mediterranean Sea: implications for conservation. *Aquat. Conserv*., **27** (5): 995-1010.

ASTRALDI M., GASPARINI G.P., SPARNOCCHIA S. (1994) - The seasonal and interannual variability in the Ligurian-Provençal Basin. *Coast. Estuar. Stud*., **46**: 93-113.

CAMPANA I., ANGELETTI D., CROSTI R., DI MICCOLI V., ARCANGELI A. (2018) - Seasonal patterns of floating macro-litter across the western Mediterranean Sea: a potential threat for cetacean species. *Rend. Lincei-Sci. Fis*., **29** (2): 453-467.

GEIJER C.K.A., NOTARBARTOLO DI SCIARA G., PANIGADA S. (2016) - Mysticete migration revisited: are Mediterranean fin whales an anomaly? *Mammal Rev*., **46** (4): 284-296.

ISPRA (2016) - Technical Annex I for the Agreement 'Fixed Line Transect using ferries as platform of observation for monitoring cetacean populations'; Technical Annex II 'Protocol for monitoring by vessel of floating marine macro litter and marine macro fauna along a fixed transept width'.

PANIGADA S., DONOVAN G.P., DRUON J.-N., LAURIANO G., PIERANTONIO N., PIROTTA E., ZANARDELLI M., ZERBINI A.N., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (2017) - Satellite tagging of Mediterranean fin whales: working towards the identification of critical habitats and the focussing of mitigation measures. *Sci. Rep*., **7** (1): 3365.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 404-405

G. Gnone, M. Bellingeri, C. Gili

Fondazione Acquario di Genova, Area Porto Antico, Ponte Spinola, 1 - 16128 Genova, Italia.
ggnone@costaedutainment.it

IL PROGETTO TursioMed: UN NETWORK MEDITERRANEO PER LO STUDIO DEL TURSIOPE (*TURSIOPS TRUNCATUS*)

THE TursioMed PROJECT: A MEDITERRANEAN NETWORK TO STUDY THE BOTTLENOSE DOLPHIN (TURSIOPS TRUNCATUS)

Abstract - *The work presents an international research network, born within the TursioMed project, as a valuable tool to assess the ecology and the conservation status of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus *Montagu, 1821) in the Mediterranean Sea.*

Key-words: *ecology, conservation,* Tursiops truncatus*, network, Mediterranean Sea.*

Introduzione - Il tursiope (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821) è un Delfinide cosmopolita, distribuito in tutti gli oceani del mondo, fatta eccezione per le acque polari e subpolari (Rice, 1998). La specie è considerata vulnerabile dalla IUCN a livello mediterraneo (IUCN, 2017) ed è elencata in appendice II e IV della Direttiva Habitat (92/43/CEE). Il presente lavoro descrive il potenziale di un network internazionale, nato in seno al progetto TursioMed (finanziato dalla Fondazione Blu Planet Virginia Böger Stiftung X.X., in collaborazione con WWF Svizzera, patrocinato da ACCOBAMS), per studiare lo stato di conservazione di questa specie a livello mediterraneo. Al progetto hanno aderito 28 enti di ricerca appartenenti a 7 Paesi mediterranei. Italia: Accademia del Leviatano Onlus, Associazione Me.Ri.S., CE.TU.S. Research Center, CIMA Research Foundation, Fondazione Acquario di Genova, Oceanomare Delphis Onlus, Ketos, MareTerra Onlus, SEA ME Sardinia Onlus, Istituto Tethys, Università di Genova, Università di Pisa, Università di Torino, Thalassa Ricerca e Formazione, Associazione CRAMA. Francia: Association BREACH, EcoOcéan Institut, GECEM - Groupe d'Etude des Cétacés de Méditerranée. Spagna: Alnilam Research and Conservation, SUBMON, Bottlenose Dolphin Reasearch Institute. Grecia: Gaia Research Institute Onlus, Ionian Dolphin Project (Istituto Tethys). Turchia: Istanbul University e Turkish Marine Research Foundation, Marine Mammals Research Association/Denìz Memelileri Araştirma Derneği. Slovenia: Morigenos. Tunisia: the Tunisian Dolphin Project.

Materiali e metodi - I dati raccolti dai partner di TursioMed tra il 2004 e il 2016 (tracciati di rilevamento e punti di incontro con Cetacei) sono stati condivisi sulla piattaforma Intercet, un GIS su Web sviluppato da Acquario di Genova per Regione Liguria nell'ambito del progetto GIONHA. Sulla stessa piattaforma sono stati caricati i dati fotografici per la foto-identificazione individuale dei tursiopi avvistati.

Risultati - In tutto sono stati condivisi sulla piattaforma Intercet 536.955 km di tracciati e 16.907 avvistamenti, riferibili a 13 diverse specie di Cetacei (Fig. 1). Gli avvistamenti di tursiope sono 5.638 (Fig. 2), mentre i cataloghi di foto-identificazione riportano un totale di 3.406 individui (ci si riferisce qui alla somma tra gli individui foto-identificati dai diversi gruppi di ricerca, senza considerare eventuali corrispondenze tra cataloghi).

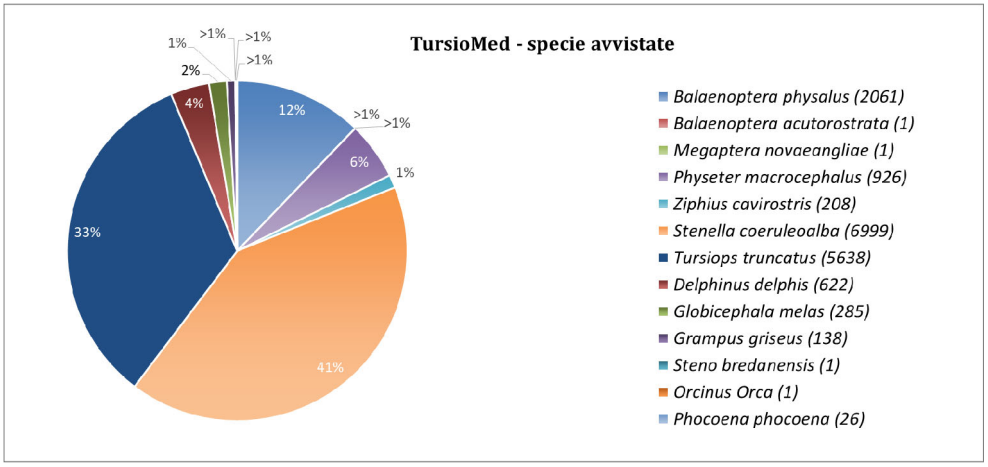


Fig. 1 - Avvistamenti (16.907 in totale) suddivisi per specie (2004-2016).
Sightings (16,907 in total) per species (2004-2016).

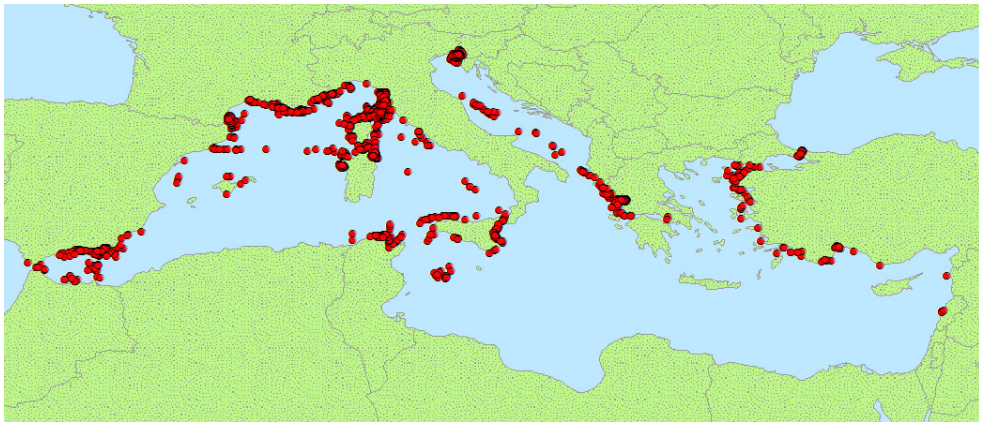


Fig. 2 - Distribuzione degli avvistamenti di tursiope (5.638) raccolti tra il 2004 e il 2016.
Distribution of the bottlenose dolphin sightings (5,638) collected between 2004 and 2016.

Conclusioni - Il tursiope si conferma come uno dei Cetacei più abbondanti nel contesto mediterraneo, presente in entrambi i bacini (orientale e occidentale), con una distribuzione prevalente (ma non esclusiva) in corrispondenza della piattaforma continentale. Ulteriori analisi sui dati condivisi (inclusi i dati di foto-identificazione) permetteranno di aumentare significativamente le nostre conoscenze sulla presenza e sulle abitudini ecologiche di questa specie nel Mar Mediterraneo.

Bibliografia

IUCN (2017) - The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-2.

RICE D.W. (1998) - *Marine mammals of the world. Systematics and distribution*. The Society for Marine Mammalogy. Special publication, 4. Allen Press, Lawrence, KS: 231 pp.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 406-407

V. De Santis[1], A. Azzellino[1,2], C. Lanfredi[1,3], S. Airoldi[1]

[1]Tethys Research Institute, Viale G.B. Gadio, 2 - 20121 Milano, Italia.
vale.desa@tiscali.it
[2]Politecnico di Milano, Dip. di Ingegneria Ambientale, P.zza Leonardo da Vinci, 32 - 20133 Milano, Italia.
[3]CoNiSMa (Consorzio Nazionale Interuniversitario per le Scienze del Mare), URL Politecnico di Milano, Italia.

STIMA DI ABBONDANZA ASSOLUTA DELLA POPOLAZIONE DI TURSIOPE (*TURSIOPS TRUNCATUS*) NELLA PORZIONE OCCIDENTALE DEL SANTUARIO PELAGOS

ABUNDANCE ESTIMATE OF BOTTLENOSE DOLPHINS (TURSIOPS TRUNCATUS) *IN THE WESTERN PORTION OF THE PELAGOS SANCTUARY*

Abstract - *Mark Recapture (MR) methods based on photo-identification, are non-invasive techniques enabling to assess the absolute abundance of cetaceans' populations. Tethys Research Institute (TRI), within the framework of the Cetaceans Sanctuary Research project, operates in the western part of the Pelagos Sanctuary (Ligurian Sea) since 1990. Between 1990-2017 TRI recorded a total of 70 common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus *Montagu, 1821) sightings observing an increase of the species encounter rates (ER: number of sightings/effort km) in the last years. Abundance estimates of the bottlenose dolphins' population were made by using data collected, during summer period, between 2014-2017. No estimates were possible for the seasons before 2014 because the number of captures was too low. Different models assuming a closed population were used proving abundance estimates in the range of 42-206 individuals (95% CI range 34-427). Further investigations will shed light on the habitat use, and possibly the partitioning of this species with the other cetaceans inhabiting the area, and will improve our understanding about the causes and potential implications for the whole ecosystem of the species increase.*

Key-words: *abundance,* Tursiops truncatus*, Pelagos Sanctuary, photo-identification, conservation.*

Introduzione - La popolazione mediterranea di tursiope è classificata nella *Red List* IUCN come "Vulnerabile". Al fine di sviluppare delle corrette strategie di gestione e conservazione della specie è necessario quantificare l'entità della popolazione. Nella zona del Santuario Pelagos le stime di abbondanza attualmente disponibili per la specie sono dell'ordine di 1000 individui (Gnone *et al*., 2011; Lauriano *et al*., 2014). Tuttavia, nessuna stima di abbondanza era disponibile nella porzione occidentale del Santuario Pelagos. Scopo di questo lavoro è quindi fornire una stima preliminare di abbondanza assoluta per la popolazione di tursiope nella zona del ponente ligure.

Materiali e metodi - La foto-identificazione è un metodo di indagine non invasivo largamente utilizzato nello studio dei cetacei. L'applicazione dei metodi di stima *Mark-Recapture* (MR) applicati alle catture-ricatture fotografiche degli individui foto-identificati permette di stimare l'abbondanza della popolazione (Hammond *et al*., 1990). I dati utilizzati in questo studio sono stati raccolti dall'Istituto Tethys mediante monitoraggio da imbarcazione condotto durante la stagione estiva nel periodo 1990-2017. Per ogni stagione di ricerca è stato valutato l'*encounter rate* (ER) come numero di avvistamenti sul totale dei chilometri di sforzo di ricerca (vedi Azzellino *et al*., 2012, 2017 per dettagli). I dati di foto-identificazione sono stati elaborati al fine di produrre una matrice di catture e ricatture considerando la stagione di ricerca come intervallo di campionamento primario e il bimestre come intervallo temporale per valutare le occasioni di ricattura (k). A causa del basso tasso di avvistamento della specie non è stato possibile sviluppare delle stime di abbondanza antecedenti al 2014. Le stime, fornite per il periodo 2014-2017, sono state

ottenute sulla base di due modelli, varianti dello stimatore Petersen: il modello M(t), che considera le probabilità di cattura variabili nel tempo, e il modello M(h) che considera l'eterogeneità individuale nelle probabilità di cattura (Tab. 1).

Tab. 1 - Sintesi delle stime di abbondanza (N) ricavate dai modelli *Chao mark-recapture* per popolazione chiusa, relativo errore standard (SE) e 95% intervallo di confidenza (CI). Occasioni di cattura (k); catture totali (n); ricatture (m).
Abundance estimates (N) from Chao mark-recapture model for closed population, standard error (SE) and 95% confidence interval (CI) are also shown. Capture occasion (k); total capture (n); recapture (m).

Anno	k	N M(h)	SE	95% CI	N M(t)	SE	95% CI	n	m
2014	3	81	33,2	46-191	48	12,8	35-90	28	5
2015	3	60	13,0	45-100	46	6,2	40-66	36	12
2016	3	206	73,5	117-427	95	22,3	70-166	55	9
2017	3	55	14,3	39-100	42	7,5	34-67	30	9

Risultati - Le analisi degli *encounter rate* mostrano un deciso aumento della presenza della specie nell'area di studio (ER 1990-2000=0,0004, ER 2000-2010=0,0005, ER 2010-2015=0,001, ER dopo il 2015=0,002). Le analisi MR, coerentemente con quanto osservato per gli ER, hanno fornito stime di abbondanza nel tempo comprese in un range di 42-206 individui (95% CI 34-427).

Conclusioni - Questo studio fornisce le prime stime di abbondanza per il tursiope nella porzione occidentale del Santuario Pelagos. I risultati suggeriscono un'intensificazione della presenza della specie in quest'area a partire dal 2014. Ulteriori indagini sono necessarie per comprendere come stia variando l'utilizzo dell'habitat da parte della specie nella zona del Santuario Pelagos e se, e in quale misura, possa essere un effetto anche delle attività antropiche.

Bibliografia

AZZELLINO A., AIROLDI S., LANFREDI C., PODESTÀ M., ZANARDELLI M. (2017) - Cetacean response to environmental and anthropogenic drivers of change: results of a 25-year distribution study in the northwestern Mediterranean Sea. *Deep-Sea Res. Pt. II*, **146**: 104-117.

AZZELLINO A., PANIGADA S., LANFREDI C., ZANARDELLI M., AIROLDI S., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (2012) - Predictive habitat models for managing marine areas: spatial and temporal distribution of marine mammals within the Pelagos Sanctuary (northwestern Mediterranean Sea). *Ocean Coast. Manage*., **67**: 63-74.

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** (4): 372-388.

HAMMOND P.S., MIZROCH S.A., DONOVAN G.P. (1990) - Individual recognition of Cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. *Rep. Int. Whal. Commn*., **12** (Special Issue): 440 pp.

LAURIANO G., PIERANTONIO N., DONOVAN G., PANIGADA S. (2014) - Abundance and distribution of *Tursiops truncatus* in the western Mediterranean Sea: an assessment towards the Marine Strategy Framework Directive requirements. *Mar. Environ. Res*., **100**: 86-93.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 408-409

M. Mingozzi, F. Salvioli, F. Serafino*, S. Nuti

CETUS, Cetacean Research Center, Via Unità d'Italia, 30 - 55045 Pietrasanta (LU), Italia.
mingomatte94@virgilio.it
*IBIMET, Istituto di Biometeorologia del CNR, Via G. Caproni, 8 - 50145 Firenze, Italia.

UTILIZZO DELLA TECNOLOGIA RADAR PER IL MONITORAGGIO DEL TURSIOPE (*TURSIOPS TRUNCATUS*) ALL'INTERNO DELL'AREA MARINA PROTETTA DELLE CINQUE TERRE

USE OF RADAR TECHNOLOGY FOR THE BOTTLENOSE DOLPHIN (TURSIOPS TRUNCATUS) *MONITORING WITHIN THE MPA OF CINQUE TERRE*

Abstract - *X-band radars detect the echo of the electromagnetic signal reflected by an obstacle or a ship (target). The aim of this work was to test the capability of X-band radars, located in the coast, to detect and track cetaceans in a range of approximately 2.5 nautical miles from the radar antenna. The first results showed that we are able to recognize the target "cetacean" from the other common target (boats, buoys…) detected by the radar. The next step will be to allow the radar to identify itself the presence of marine mammals. This technique could complement the protection measures of cetaceans.*

Key-words: Tursiops truncatus*, X-band radar, Cinque Terre, Radar HF, Pelagos Sanctuary.*

Introduzione - Il monitoraggio di presenza ed abbondanza dei cetacei è essenziale per raccogliere dati utili alla loro salvaguardia e protezione. Il tursiope, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), che in Mediterraneo ha abitudini costiere (Notarbartolo di Sciara e Demma, 2004), risente maggiormente dell'impatto antropico. Il radar è uno strumento in grado di individuare l'eco prodotta da segnali elettromagnetici riflessi da ostacoli presenti sulla superficie dell'acqua (es. boe, imbarcazioni). In questo lavoro vengono riportati i primi risultati, in Mediterraneo, di utilizzo del radar in banda X per il riconoscimento della presenza di tursiopi da terra. Alcuni lavori di questo tipo si conoscono sulle orche nel Nord Atlantico (McCann e Bell, 2017).

Materiali e metodi - Area di studio: tratto di mare compreso entro le 2,5 nm davanti alla costa di Corniglia (SP). Raccolta dati: maggio-novembre 2018, con osservazione da terra e registrazione radar (*X-band Radar*). Sono state effettuate 30 giornate di monitoraggio e registrate circa 10000 immagini radar. L'analisi dati ha permesso di individuare la presenza di cetacei distinguendoli dagli altri bersagli. Gli algoritmi di analisi dei dati radar sono stati validati attraverso il confronto con le fotografie raccolte durante gli avvistamenti. Il radar presenta alcuni limiti oggettivi per la ricerca sui cetacei: con onda superiore agli 80 cm/1 m il rumore di fondo non permette la corretta identificazione di target di piccole dimensioni; target piccoli, ad una distanza reciproca inferiore ai 6 m, vengono visti come un unico bersaglio, sottostimando il dato reale dell'avvistamento; maggiore è la distanza dei bersagli dalla costa, minore è la risoluzione con cui il radar li vede rendendo più difficile la loro identificazione.

Risultati - Sono stati effettuati 12 avvistamenti. L'analisi del dato radar ha permesso l'individuazione certa di 12 tursiopi, su circa 70 avvistati. Questo dato è stato validato con le fotografie raccolte sul campo che mostravano la posizione dei delfini rispetto a riferimenti spaziali ben riconoscibili sull'immagine radar. L'analisi

delle tracce radar ha evidenziato nette differenze fra un target cetaceo e un bersaglio "comune" (imbarcazioni, boe, oggetti che non scompaiono mai e vengono registrati in modo continuo). I delfini, invece, vengono visti dal radar come un bersaglio che compare e scompare regolarmente producendo una traccia "a picchi" (Fig. 1).

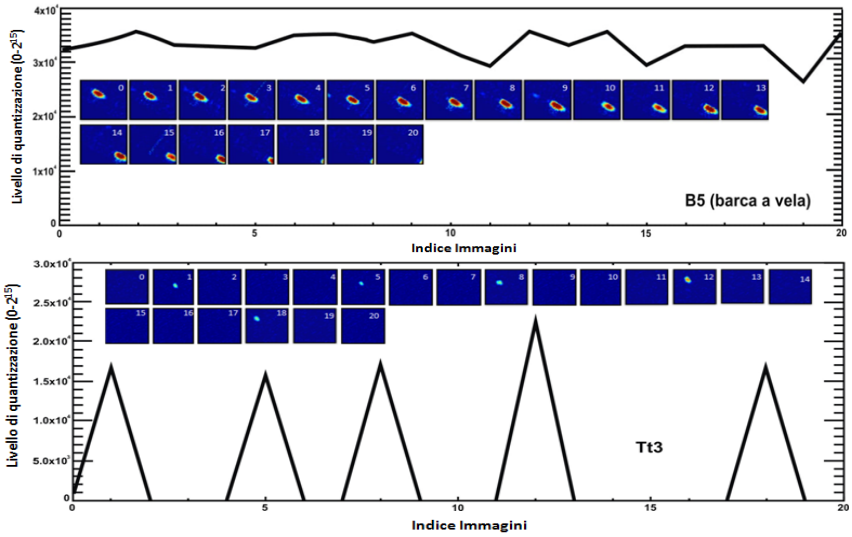


Fig. 1 - Rilevazioni radar: sopra traccia di una barca a vela; sotto traccia di un tursiope.
Radar detection: up a sailing boat track; down a T. truncatus *track.*

Il diverso comportamento del segnale radar ha permesso di implementare algoritmi *ad hoc*, basati sulla misura della deviazione standard e frequenza della traccia, capaci di riconoscere in modo oggettivo se un bersaglio è un cetaceo o un'imbarcazione. Dalle tracce sono stati estrapolati i tempi di respirazione dei target (2/15 s) che, in linea con quanto riportato in letteratura (Ponganis, 2011), potrebbero permettere di discriminare fra specie diverse e di comprendere, in opportune condizioni, il comportamento del singolo individuo. La distanza dell'osservatore dai delfini, in questo caso, non lo ha permesso.

Conclusioni - Il radar in banda X si è rivelato uno strumento valido ed efficace per il monitoraggio e la raccolta dati sul tursiope. Nonostante i limiti dello strumento, i preliminari risultati ottenuti sono soddisfacenti. Le differenze fra target comune e cetaceo sono ben evidenti. L'implementazione di un algoritmo *ad hoc* per il riconoscimento automatico dei cetacei avrebbe un importante ruolo per la loro protezione, se accompagnato dalla presenza di un operatore. Se installato in prossimità di zone soggette ad elevato traffico navale potrebbe servire da primo segnale d'allarme per la presenza dei cetacei funzionando anche in assenza di luce/con scarsa visibilità.

Bibliografia

McCANN D.L., BELL P.S. (2017) - Observations and tracking of killer whales (*Orcinus orca*) with shore-based X-band marine radar at a marine energy test site. *Mar. Mammal Sci.*, **33** (3): 904-912.

NOTARBARTOLO DI SCIARA G., DEMMA M. (2004) - *Guida dei mammiferi marini del Mediterraneo.* 3ª ed. aggiornata. Franco Muzzio Editore: 264 pp.

PONGANIS P.J. (2011) - Diving mammals. *Compr. Physiol.*, **1** (1): 447-465.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 410-411

M. Armenio[1], C. Fiori[1], J. Alessi[1,2], A. Mandich[1,4], C. Paoli[1], M. Wurtz[3], P. Vassallo[1]

[1]Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Università di Genova, Corso Europa, 26 - 16132 Genova, Italia.
martina.armenio@edu.unige.it
[2]Associazione Me.Ri.S. Mediterraneo Ricerca e Sviluppo, Via Genova, 5 - 92026 Favara (AG), Italia.
[3]Menkab: il respiro del mare, Lungomare Matteotti - 17100 Savona, Italia.
[4]Centro Interuniversitario di Ricerca sui Cetacei (CIRCE), Viale Benedetto XV, 5 - 16132 Genova, Italia.

STIMA DELL'ABBONDANZA DI *STENELLA COERULEOALBA* NEL MAR LIGURE (METODO DELTA-GAM)

ESTIMATION OF STENELLA COERULEOALBA *IN THE LIGURIAN SEA (DELTA-GAM METHOD)*

Abstract - *Abundance estimation of* Stenella coeruleoalba *in the Ligurian Sea has been calculated by means of the integration of a binomial GAM and a quasi poisson GAM in a predictive model "Delta-GAM" allowing the prediction of abundance even in areas where samplings are missing.*

Key-words: *Delta-GAM, abundance,* Stenella coeruleoalba*, Pelagos Sanctuary, Ligurian Sea.*

Introduzione - La *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833) è uno dei cetacei più comuni nel Mar Mediterraneo. Stime di abbondanza di questa specie sono ormai datate e in questo lavoro si propone il metodo Delta-GAM per stimare l'abbondanza e la distribuzione di *Stenella coeruleoalba* nel Mar Ligure occidentale.

Materiali e metodi - La raccolta di dati è stata effettuata dai ricercatori del DISTAV dell'Università di Genova, con l'utilizzo di un'imbarcazione dell'Associazione "Menkab: il respiro del mare", negli anni dal 2006 al 2013 nella zona del Mar Ligure occidentale. I dati raccolti sono stati elaborati e proiettati su un grigliato regolare a copertura dell'intero bacino del Mar Ligure. Con queste informazioni si sono sviluppati il GAM binomiale (presenza/assenza) e il quasi-Poisson GAM (abbondanza unicamente nei punti di presenza accertata) i cui risultati sono successivamente integrati secondo il metodo Delta-GAM.

Risultati - Il risultato dell'analisi fornisce una rappresentazione spazialmente esplicita della densità di individui (Fig. 1) in grado di tenere conto sia della probabilità di presenza che della prevista abbondanza.

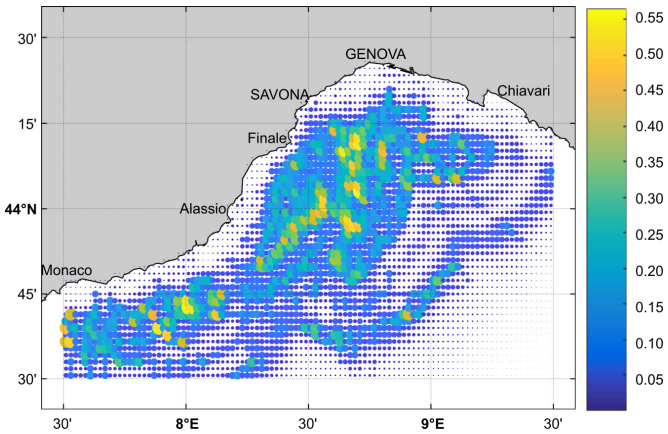


Fig. 1 - Valori di abbondanza stimata espressi in individui/km^2.
Estimated abundance expressed as individuals/km^2.

Per ricavare la stima del numero di stenelle nell'area indagata sulla base del risultato del Delta-GAM, è stata calcolata la media del numero di esemplari predetti dal modello nelle varie celle, che è risultata essere di 0,076 individui al km^2. Proiettando questo valore sull'estensione del bacino in esame si ottiene una stima del valore di abbondanza di stenelle nel Mar Ligure pari a 862 esemplari.

Conclusioni - La presenza e l'abbondanza di *Stenella coeruleoalba* sono influenzate soprattutto da variabili 'geomorfologiche' con un importante significato ecologico (*i.e.* profondità e distanza dai canyon sottomarini). La presenza maggiore di stenella striata risulta concentrata al centro dell'area di indagine, in prossimità dei canyon sottomarini che si trovano davanti alle coste di Genova, Savona e Finale Ligure. Questo può essere riconducibile al fatto che la stenella sia un animale pelagico, che predilige l'ambiente tra il ciglio della piattaforma e acque produttive di alto mare (Notarbartolo di Sciara *et al*., 1993; Forcada *et al*., 1994) dove questi delfini si cibano di pesci mesopelagici, cefalopodi e, più raramente, di crostacei planctonici (Scuderi *et al*., 2011). Numerose altre stime di distribuzione e abbondanza di stenella sono state precedentemente condotte nel bacino nord-occidentale del Mediterraneo (*e.g.* Forcada *et al*., 1995; Cotté *et al*., 2010; Laran *et al*., 2010; Lauriano *et al*., 2010; Panigada *et al*., 2011) fornendo tuttavia valori sempre maggiori di quelli ottenuti in questo studio. La discordanza rilevata con i precedenti studi può essere dovuta a numerosi fattori quali la ridotta estensione dell'area in esame, l'inclusione di avvistamenti avvenuti durante la stagione invernale, la differente tecnica di stima dell'abbondanza e, infine, un effettivo calo del numero di stenelle nell'area di indagine che può essere dovuto a diverse cause non investigate in questo studio. Ulteriori approfondimenti saranno necessari al fine di chiarire questi aspetti.

Bibliografia

COTTÉ C., GUINET C., TAUPIER-LETAGE I., PETIAU E. (2010) - Habitat use and abundance of striped dolphins in the western Mediterranean Sea prior to the morbillivirus epizootic resurgence. *Endang. Species Res*., **12**: 203-214.

FORCADA J., AGUILAR A., HAMMOND P.S., PASTOR X., AGUILAR R. (1994) - Distribution and numbers of striped dolphins in the western Mediterranean Sea after the 1990 epizootic outbreak. *Mar. Mammal Sci*., **10** (2): 137-150.

FORCADA J., NOTARBARTOLO DI SCIARA G., FABBRI F. (1995) - Abundance of fin whales and striped dolphins summering in the Corso-Ligurian Basin. *Mammalia*, **59** (1): 127-140.

LARAN S., JOIRIS C., GANNIER A., KENNEY R.D. (2010) - Seasonal estimates of densities and predation rates of cetaceans in the Ligurian Sea, northwestern Mediterranean Sea: an initial examination. *J. Cetacean Res. Manage*., **11** (1): 31-40.

LAURIANO G., PANIGADA S., CANNERI R., MANCA ZEICHEN M., NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (2010) - Abundance estimate of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) in the Pelagos Sanctuary (NW Mediterranean Sea) by means of line transect survey. *J. Cetacean Res. Manage*., **11** (3): 279-283.

NOTARBARTOLO DI SCIARA G., VENTURINO M.C., ZANARDELLI M., BEARZI G., BORSANI F.J., CAVALLONI B. (1993) - Cetaceans in the central Mediterranean Sea: distribution and sighting frequencies. *B. Zool*., **60** (1): 131-138.

PANIGADA S., LAURIANO G., BURT L., PIERANTONIO N., DONOVAN G. (2011) - Monitoring winter and summer abundance of cetaceans in the Pelagos Sanctuary (northwestern Mediterranean Sea) through aerial surveys. *PLoS ONE*, **6** (7): e22878.

SCUDERI A., MANCUSI C., PEDÀ C., ROMEO T., TARGUSI M., VOLIANI A. (2011) - Confronto della dieta di *Stenella coeruleoalba* e *Tursiops truncatus* (Cetartiodactyla: Delphinidae) negli individui spiaggiati sulle coste dell'Arcipelago Toscano. *Biol. Mar. Mediterr*., **18** (1): 366-367.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 412-413

M. Azzolin[1,2], J. Buoninsegni[3], R. Crosti[4], C. Giacoma[2], A. Giovannini[1,2], M. Ramazio[3], S. Saintignan[1], A. Zampollo[1], A. Arcangeli[4]

[1]GAIA Research Institute Onlus, Corso Moncalieri, 68B - 10133 Torino, Italy.
[2]DBios, University of Torino, Italia.
marta.azzolin@gmail.com
[3]Accademia del Leviatano, Roma, Italy.
[4]ISPRA, Roma, Italy.

STRIPED DOLPHIN (*STENELLA COERULEOALBA*) DISTRIBUTION IN THE ADRION REGION (ADRIATIC AND IONIAN SEAS) IN RELATION WITH ENVIRONMENTAL AND ANTHROPOGENIC VARIABLES

LA DISTRIBUZIONE DI STENELLA (STENELLA COERULEOALBA) *ALL'INTERNO DELLA REGIONE ADRION (MARI ADRIATICO E IONIO) IN RELAZIONE A VARIABILI AMBIENTALI ED ANTROPICHE*

Abstract - *The distribution of striped dolphins within the "Adrion" Region has been investigated. Data were collected from Dec. 2014 to Dec. 2017. 83 surveys were carried out. Mean encounter rate for all period is 0.0003 sight/km. Descriptive analysis shows that striped dolphins are sighted in area with 500 m mean depth, 40 km mean distance from shore, 39% mean slope. Environmental variables are compared among area with/without sightings. A significant difference is observed just for slope. The difference is consistent through years and seasons, except than for fall. The distribution model developed by MAXENT (AUC=0.784) shows that slope contribute with 57.8% to the model, while depth and distance from shore contribute with 36.7% and 5.5%, confirming that slope is an explicative variable for the species in the area. A comparison of boats presence in area with/without sighting shows that striped dolphins are spotted in area with a greater number of boats longer than 20 m.*

Key-words: *striped dolphin, long term monitoring, Mediterranean Sea, distribution.*

Introduction - Due to its offshore presence, ferries represent the perfect platform of observation to perform systematic surveys of striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*), through years and seasons. In December 2014 Gaia Research Institute and DBios (University of Torino) joined the Fixed Line Transect Mediterranean Network lead by ISPRA, with the aim of investigating cetaceans' distribution within the "Adrion" Region, along the Ancona-Igoumenitsa-Patras lane. Previous monitoring activity conducted in Greek Ionian waters (2008-2014), during the summer, employing a sailing vessel as platform of observation, showed that striped dolphin is one of the most sighted species in the area (Azzolin *et al*., 2011). New monitoring activity allowed collecting data over a wider area and across seasons.

Materials and methods - Monitoring is regularly conducted from bridge, during daylight, in standard weather conditions (wind ≤3 Beaufort; sea ≤3 Douglas; visibility ≥2 nautical miles), by 4 experienced observers. Binocular (7×50) is employed to confirm species identification. Data on cetaceans are collected employing distance sampling. Sighting position and effort track are recorded with a GPS. Every hour, and in correspondence of sighting, data on boats presence (number and type) are collected. In order to analyze 2014-2017 spatial data, a grid of 1×1 km was overlapped to the studied area, employing QGIS software. Track, sightings, and environmental variables (slope, depth, distance from shore) were then added. A buffer zone of 2 nm was considered around each point of boat data. The values of environmental variables of the grid cells with and without sightings were compared (Mann-Whitney Test). Maxent software was employed to model striped dolphin distribution. The

number of boats inside the buffer area with and without sighting was compared (Mann-Whitney Test).

Results - From Dec. 2014 to Dec. 2017, 83 surveys were carried out. 469 hours were spent during monitoring activity, along 21456 km of effort. 55 sightings of striped dolphins were made. The mean encounter rate for all period is 0.0003 sighting/km. Descriptive analysis shows that striped dolphin is sighted in area with 500 m mean depth, 40 km mean distance from shore, 39% mean slope. Environmental variables were compared among grid cells with/without sightings. A significant difference is observed just for slope. The difference is consistent through years (Man-Whitney: 2015, P=0.000; 2016, P=0.000; 2017, P=0.001) and seasons, except than for fall (Man-Whitney: spring, P=0.000; summer, P=0.000; fall, P=0.905; winter, P=0.045). The distribution model developed by MAXENT (AUC=0.784) shows that slope contribute with 57.8% to the model, while depth and distance from shore contribute with 36.7% and 5.5%, confirming that slope is an explicative variable for the species. A comparison of boat presence in buffer area with/without sighting shows that in 2015 and 2017 striped dolphins are spotted in area with a greater number of boats longer than 20 m (Man-Whitney: 2015, P=0.018; 2017, P=0.008). Nonsignificant difference is observed for other boat types.

Conclusions - Environmental variables that model striped dolphin distribution are: distance from shore, depth, and slope (Panigada *et al*., 2008). In the "Adrion" Region slope is the only parameters differing among area with/without sighting. Nevertheless all parameters contribute to the distribution model. Striped dolphins have been found in area with a mean slope of 40%. A similar distribution has been found in the Alboran Sea (Cañadas *et al.,* 2005). Previous study carried out in Greek Ionian waters indicated depth and distance from shore as the most explicative variables (Azzolin *et al*., 2011), suggesting that the characteristics of the Adriatic Sea may influence new results. Finally, statistical analysis shows that striped dolphins are spotted in area with a greater number of boats longer than 20 m. That may results from an overlapping of striped dolphins offshore habitat with navigation lane of big vessel.

Acknowledgments: We thank all the crew of Minoan Lines hosting the researchers on board and all the students and researchers that helped collecting the data.

References

AZZOLIN M., GALLI A., GIACOMA C., GIOVANNINI A., RONCHETTI F., PAPALE E. (2011) - Valutazione dell'influenza delle variabili ambientali ed antropiche sulla distribuzione di tursiope e stenella in Grecia ionica. *Biol. Mar. Mediterr.*, **18** (1): 172-173.

CAÑADAS A., SAGARMINAGA R., DE STEPHANIS R., URQUIOLA E., HAMMOND P.S. (2005) - Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquat. Conserv.*, **15** (5): 495-521.

PANIGADA S., ZANARDELLI M., MacKENZIE M., DONOVAN C., MÉLIN F., HAMMOND P.S. (2008) - Modelling habitat preferences for fin whales and striped dolphins in the Pelagos Sanctuary (western Mediterranean Sea) with physiographic and remote sensing variables. *Remote Sens. Environ*., **112** (8): 3400-3412.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 414-415

C. Grattarola, M. Ballardini, A. Pautasso, B. Iulini, K. Varello, E. Bozzetta, F. Giorda, E. Berio, S. Gallina[1], A. Romano[1], M. Goria, S. Peletto, L. Masoero, L. Serracca, A. Dondo, S. Zoppi, F. Garibaldi[2], F.E. Scaglione[3], C.E. Di Francesco[4], L. Marsili[5], G. Consales[5], G. Garofolo[6], E. Ramon[7], G. Di Guardo[4], W. Mignone, C. Casalone

C.Re.Di.Ma., Istituto Zooprofilattico Sperimentale del Piemonte, Liguria e Valle d'Aosta, Via Bologna, 148 - 10154 Torino, Italia.
carla.grattarola@izsto.it
[1]CeRTiS, Istituto Zooprofilattico Sperimentale del Piemonte, Liguria e Valle d'Aosta, Italia.
[2]Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita, Università di Genova, Italia.
[3]Facoltà di Medicina Veterinaria, Università di Torino, Italia.
[4]Facoltà di Medicina Veterinaria, Università di Teramo, Italia.
[5]Dipartimento di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Università di Siena, Italia.
[6]CdRN per le Brucellosi, Istituto Zooprofilattico Sperimentale dell'Abruzzo e del Molise, Teramo, Italia.
[7]CdRN per le Salmonellosi, Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie, Legnaro (PD), Italia.

CETACEI SPIAGGIATI IN LIGURIA E CONTAMINAZIONE DA PATOGENI EMERGENTI E INQUINANTI IMMUNOTOSSICI: UNA MINACCIA PER IL SANTUARIO PELAGOS

CETACEANS STRANDED IN LIGURIA AND CONTAMINATION FROM EMERGING PATHOGENS AND IMMUNOTOXIC POLLUTANTS: A THREAT TO THE PELAGOS SANCTUARY

Abstract - *The examination of cetaceans stranded in Liguria from 2015 to 2018 allowed to assess the impact of pathogens and immunotoxic pollutants on marine mammal health in the Pelagos Sanctuary and highlighted the role played by human activities and climate change in increasing the frequency of some pathologies and in the occurrence of zoonotic diseases of terrestrial origin.*

Key-words: *cetaceans, strandings, pathogens, immunotoxic contaminants.*

Introduzione - L'esame dei cetacei spiaggiati fornisce preziose informazioni sullo stato di salute delle popolazioni di mammiferi marini e, più in generale, dell'ambiente marino, accrescendo la consapevolezza dell'opinione pubblica sul deterioramento degli ecosistemi marini e sui rischi per la salute animale e umana (Giorda *et al*., 2017). Le cause di spiaggiamento sono generalmente multifattoriali, spesso nell'ambito di una condizione generale di immunosoppressione, e contaminanti chimici di origine antropica possono contribuire ad accrescere la suscettibilità dei mammiferi marini a patologie di origine infettiva (Bossart, 2011). Numerosi studi documentano lo stress chimico da composti xenobiotici organoclorurati (OCs) nelle specie residenti in Mediterraneo (Marsili *et al*., 2004), e i rilievi *post-mortem* nei cetacei spiaggiati lungo il litorale ligure hanno dimostrato che le patologie infettive rivestono un ruolo importante quale causa di morte nell'area del Santuario Pelagos (Report Spiaggiamenti 2015-2016-2017; Grattarola *et al*., 2016; Giorda *et al*., 2017). Obiettivo di questo lavoro è analizzare il ruolo patogeno e la probabile origine degli agenti infettivi individuati nei cetacei spiaggiati in Liguria dal 2015 ad oggi, nell'ambito dell'attività del Centro di Referenza Nazionale per le Indagini Diagnostiche sui Mammiferi marini spiaggiati (C.Re.Di.Ma.), in correlazione con condizioni di stress tossicologico.

Materiali e metodi - Tra il 2015 e il 2018, lungo le coste liguri sono stati rinvenuti 32 cetacei spiaggiati, rappresentati per l'81% da *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833). Il C.Re.Di.Ma. ha effettuato esame necroscopico e accertamenti diagnostici su oltre

l'80% dei casi. È stato effettuato uno screening per i principali agenti patogeni (virus, batteri, miceti e protozoi), unitamente a specifiche analisi di caratterizzazione in caso di positività. In alcuni esemplari sono stati stimati i livelli di OCs presenti nell'adipe sottocutaneo (Marsili e Focardi, 1997), opportunamente valutati in termini di immunotossicità con l'ausilio di modelli teorici di riferimento (Marsili *et al*., 2004).

Risultati - Sono state eseguite 27 necroscopie (27/32, 84,3%) ed è stato possibile ipotizzare la causa di morte in 25 casi (25/27, 94,5%), ascrivibile per l'80% a patologie di origine infettiva (20/25). In dieci soggetti (10/20, 50%) sono state rilevate gravi coinfezioni, coinvolgenti virus specifici dei cetacei e patogeni a carattere zoonosico (ceppi di *Salmonella* 1,4,[5],12:i:- antibiotico-resistenti, *Listeria monocytogenes*, *Brucella ceti* ST26) e/o indicativi di contaminazione terrestre (*Toxoplasma gondii*, *Aspergillus fumigatus*). Le indagini ecotossicologiche, effettuate in 12 soggetti, hanno dimostrato livelli elevati di PCB in tutti gli esaminati e stress tossicologico nel 50% dei casi, in particolare in 5 degli 8 soggetti con quadri di coinfezione (62,5%).

Conclusioni - I risultati suggeriscono un elevato livello di contaminazione da patogeni di origine antropica e da inquinanti organoclorurati nel Santuario Pelagos. Riguardo l'origine di alcuni *markers* di contaminazione fecale, è plausibile che un ruolo non trascurabile sia rivestito dagli eventi atmosferici estremi documentati in anni recenti (Gallus *et al*., 2018), in grado di veicolare inquinanti anche da zone relativamente distanti. Considerati gli aspetti zoonosici di alcuni patogeni, il potenziale rilascio in ambiente marino, diretto o mediato da cetacei infetti, evidenzia un rischio sanitario non trascurabile. Per migliorare le conoscenze sull'impatto di patogeni e inquinanti nel Santuario Pelagos, è importante mantenere un monitoraggio multidisciplinare e standardizzato dei cetacei spiaggiati, potenziando la caratterizzazione dei patogeni, al fine di identificare potenziali link epidemiologici oggi ignoti.

Bibliografia

BOSSART G.D. (2011) - Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. *Vet. Pathol*., **48** (3): 676-690.

GALLUS W.A., PARODI A., MAUGERI M. (2018) - Possible impacts of a changing climate on intense Ligurian Sea rainfall events. *Int. J. Climatol*., **38** (Suppl. 1): 323-329.

GIORDA F., BALLARDINI M., DI GUARDO G., PINTORE M.D., GRATTAROLA C., IULINI B., MIGNONE W., GORIA M., SERRACCA L., VARELLO K., DONDO A., ACUTIS P.L., GARIBALDI F., SCAGLIONE F.E., GUSTINELLI A., MAZZARIOL S., DI FRANCESCO C.E., TITTARELLI C., CASALONE C., PAUTASSO A. (2017) - Postmortem findings in cetaceans found stranded in the Pelagos Sanctuary, Italy, 2007-14. *J. Wildlife Dis*., **53** (4): 795-803.

GRATTAROLA C., GIORDA F., IULINI B., PINTORE M.D., PAUTASSO A., ZOPPI S., GORIA M., ROMANO A., PELETTO S., VARELLO K., GARIBALDI F., GAROFOLO G., DI FRANCESCO C.E., MARSILI L., BOZZETTA E., DI GUARDO G., DONDO A., MIGNONE W., CASALONE C. (2016) - Meningoencephalitis and *Listeria monocytogenes*, *Toxoplasma gondii* and *Brucella* spp. coinfection in a dolphin in Italy. *Dis. Aquat. Org*., **118** (2): 169-174.

MARSILI L., D'AGOSTINO A., BUCALOSSI D., MALATESTA T., FOSSI M.C. (2004) - Theoretical models to evaluate hazard due to organochlorine compounds (OCs) in Mediterranean striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*). *Chemosphere*, **56** (8): 791-801.

MARSILI L., FOCARDI S. (1997) - Chlorinated hydrocarbon (HCB, DDTs and PCBs) levels in cetaceans stranded along the Italian coasts: an overview. *Environ. Monit. Assess*., **45** (2): 129-180.

REPORTS SPIAGGIAMENTI C.Re.Di.Ma. (2015-2016-2017) - http://www.izsto.it/index.php/centri-di-eccellenza/8-centri-di-eccellenza/centri-di-referenza-nazionali.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 416-417

C. Mancusi, L. Marsili[1], G. Terracciano[2], P. Nicolosi[3], S. Ventrella[4]

ARPAT, Settore Mare, Via Marradi, 114 - 57126 Livorno, Italia.
cecilia.mancusi@arpat.toscana.it
[1]Dip. di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Università di Siena, Italia.
[2]Ist. Zooprofilattico Sperimentale delle Regioni Lazio e Toscana, Pisa, Italia.
[3]Museo di Storia Naturale, Università di Pisa, Calci (PI), Italia.
[4]Regione Toscana, Settore Tutela della Natura e del Mare, Responsabile P.O. Biodiversità Marina, Firenze, Italia.

L'ATTIVITÀ DI MONITORAGGIO DEGLI SPIAGGIAMENTI IN TOSCANA: CAMPIONAMENTI, RICERCA E VALORIZZAZIONE DEI REPERTI

MONITORING OF STRANDINGS IN TUSCANY: SAMPLES, RESEARCH AND VALORISATION OF SPECIMENS

Abstract *- The regional network for the recovery of cetaceans, turtles and large cartilaginous fish caught accidentally or stranded along the Tuscany coast, was established in 2007 thanks to the coordination activities of the Tuscany Region and its Observatory for Biodiversity. In these years of activity it has allowed to recover data and samples of 593 specimens for study and research in ecotoxicology, parasitology and for museum collection. Results will provide useful information for the conservation and protection of these species in the Mediterranean basin.*

Key-words: *Tuscany, network, strandings, scientific research, museums.*

Introduzione - La Toscana detiene una lunga serie storica di dati relativi agli spiaggiamenti lungo la propria costa, raccolti inizialmente dalla rete nazionale del Centro Studi Cetacei (Cagnolaro, 1996) e ampliata successivamente grazie all'attività di monitoraggio sul territorio condotta da ARPAT, insieme a diversi enti di ricerca pubblici e privati. Dal 2007 la rete regionale per il recupero di cetacei, tartarughe e grandi pesci cartilaginei, catturati in maniera accidentale o spiaggiati lungo le coste toscane, è coordinata dalla Regione Toscana e dal suo Osservatorio Toscano per la Biodiversità (OTB), di cui alla L.R. 30/2015 (ex Osservatorio dei cetacei). Tutti i dati raccolti confluiscono nella Banca Dati Spiaggiamenti nazionale e sono consultabili online (http://mammiferimarini.unipv.it/).

Materiali e metodi - Per la raccolta dei dati la rete di monitoraggio si avvale di numerosi istituti di ricerca pubblici e privati, associazioni, acquari e musei dislocati lungo la costa toscana e le isole maggiori del suo arcipelago. La prima segnalazione di un evento di spiaggiamento avviene quasi sempre ad opera della Capitaneria di Porto che ha messo a disposizione della rete toscana anche il suo numero blu gratuito 1530, attivo 24 ore su 24. I tecnici specializzati di ARPAT sono i primi ad essere allertati e si occupano di coordinare le operazioni di recupero dell'esemplare dopo aver verificato la specie, le sue dimensioni e soprattutto lo stato di conservazione. Vengono quindi contattati i veterinari dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale Lazio e Toscana per il campionamento e/o la necroscopia degli esemplari, le università per analisi specifiche (ad esempio ecotossicologiche, genetiche, ecc.), i musei di storia naturale toscani, soprattutto dei Fisiocritici di Siena e dell'Università di Pisa, per l'eventuale recupero dello scheletro o parti di esso.

Risultati - Per quanto riguarda gli spiaggiamenti di cetacei, dal 1986 al 2018 in Toscana si sono registrati i recuperi di 593 animali, con una media pari a circa 18 animali l'anno. Quasi il 50% (294 cetacei recuperati) sono stati raccolti nell'ultimo decennio, dal 2008 al 2018. In questo periodo, infatti, si è registrato un aumento

annuo dei recuperi la cui media è passata da 13 animali circa nel periodo 1996-2007, a 27 per anno nel periodo successivo (2008-2018). Nel 53% dei casi si tratta di esemplari appartenenti alla specie *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833), il 29% sono *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), il 4% *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758) e un altro 4% è rappresentato da specie meno comuni, come globicefalo, grampo, zifio e capodoglio. Gli esemplari recuperati hanno permesso di aumentare le conoscenze sulle diverse specie da un punto di vista tossicologico, sulle diverse patologie probabili cause di morte e gli agenti infettanti. Inoltre, il recupero del materiale scheletrico da parte dei musei ha permesso di incrementare le collezioni cetologiche talora di specie rare, considerate assenti o accidentali nel nostro mare (Baccetti *et al*., 1991; Podestà *et al*., 2005) non solo a fini espositivi, ma anche come materiale per studio che potrà essere utilizzato per successive indagini morfometriche ed in generale a scopo di ricerca (Pertoldi *et al*., 2000).

Conclusioni - L'incremento dei recuperi, evidente negli ultimi anni, non è da attribuire esclusivamente ad un reale aumento della mortalità di questi animali, ma piuttosto ad una maggiore efficienza dell'attività di monitoraggio messa in atto dalla rete regionale che ha avuto un migliore coordinamento, soprattutto nel flusso dell'informazione, a partire dal 2007, grazie anche alla costituzione dell'OTB. La possibilità di effettuare indagini di tipo diagnostico (batteriologiche, virologiche, parassitologiche, istologiche), tossicologiche e riguardanti i contenuti stomacali sugli esemplari recuperati, ha permesso molto spesso di individuare le cause di decesso dei cetacei, evidenziando sinergie tra le diverse minacce, come dimostrato nel caso della balenottera comune di Migliarino-San Rossore del 2011, il secondo caso al mondo di misticete in cui è stata individuata la presenza di *Morbillivirus* e coopresenza di *Toxoplasma gondii*, oltre a livelli anomali di contaminanti organoclorurati nel *blubber* (Mazzariol *et al*., 2012). Infine, è fondamentale sottolineare la necessità di incrementare ulteriormente il recupero di campioni scheletrici, anche parziali (il solo cranio, ad esempio), per l'arricchimento delle collezioni museali e allo scopo di implementare la conoscenza delle specie mediterranee sempre più minacciate. Tutte le informazioni raccolte dalla rete di monitoraggio toscana diventano quindi una fonte importante di dati sulla biodiversità e sono di interesse nazionale ed internazionale, soprattutto per la gestione e conservazione di queste specie nel Mediterraneo.

Bibliografia

BACCETTI N., CANCELLI F., RENIERI T. (1991) - First record of *Kogia simus* (Cetacea, Physeteridae) from the Mediterranean Sea. *Mammalia*, **55** (1): 152-154.

CAGNOLARO L. (1996) - Profilo sistematico e tipologico delle raccolte di cetacei attuali dei musei italiani. *Museologia Scientifica*, **13** (Suppl.): 193-212.

MAZZARIOL S., MARCER F., MIGNONE W., SERRACCA L., GORIA M., MARSILI L., DI GUARDO G., CASALONE C. (2012) - Dolphin *Morbillivirus* and *Toxoplasma gondii* coinfection in a Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *BMC Vet. Res*., **8**: 20.

PERTOLDI C., PODESTÁ M., LOESCHCKE V., SCHANDORFF S., MARSILI L., MANCUSI C., NICOLOSI P., RANDI E. (2000) - Effect of the 1990 die-off in the northern Italian seas on the developmental stability of the striped dolphin *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833). *Biol. J. Linn. Soc*., **71** (1): 61-70.

PODESTÁ M., CAGNOLARO L., COZZI. B. (2005) - First record of a stranded Gervais' beaked whale, *Mesoplodon europaeus* (Gervais, 1855), in the Mediterranean waters. *Atti Soc. it. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano*, **146** (1): 109-116.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 418-419

L. Marsili[1,2], A. D'Agostino[3]
[1]Dip. di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Università di Siena, Via Mattioli, 4 - 53100 Siena, Italia.
[2]Centro Interuniversitario di Ricerca sui Cetacei (CIRCE), Genova, Italia.
letizia.marsili@unisi.it
[3]Dip. di Studi Aziendali e Quantitativi, Univ. di Napoli "Parthenope", Via Parisi, 13 - 80132 Napoli, Italia.

CAMBIA IL MONDO, CAMBIA LA TERRA…ED IL MARE PURE! SToP (STUDI TOSSICOLOGICI PREVISIONALI) PER LA CONSERVAZIONE DEI CETACEI

THE WORLD IS CHANGING ALONG WITH THE EARTH...AND ALSO THE SEA! SToP (STUDIES OF TOXICOLOGY AND PREVISION) FOR THE CETACEAN CONSERVATION

Abstract - *In the Department of Physical, Earth and Environmental Sciences toxicological analyses on the presence of some Persistent Organic Pollutants in the blubber sampled on different species of cetaceans, both from the Mediterranean Sea and other areas of the world, have been carried out for about 30 years. The levels of DDTs and PCBs in more than 1000 specimens were assessed in subcutaneous blubber of stranded animals and, with the non-lethal technique of biopsy, of free-ranging specimens. But how can the results be interpreted in order to evaluate both the species health status and the environment in which they live? Statistical analysis can help us and allow us to interpret the obtained data for the species conservation and the management of their habitats. In this paper predictive statistical models are presented for the Mediterranean Sea.*

Key-words: *Cetaceans, Persistent Organic Pollutants, DDTs, PCBs, Predictive Statistical Models.*

Introduzione - Il nostro pianeta è soggetto ad un monitoraggio satellitare in continuo che è in grado di coprirlo integralmente in cinque giorni, rilevando in particolare la copertura dei ghiacci, la deforestazione, l'umidità del suolo, tenendo conto dell'innalzamento del livello del mare, della temperatura e della salinità. Quello che viene messo in evidenza è che i cambiamenti della Terra sono velocissimi e derivano principalmente da una maggiore quantità di CO_2 nell'atmosfera, passata negli ultimi 100 anni da 300 ppm a 400 ppm e che entro fine secolo potrebbe causare una diminuzione del pH marino di circa 0,4 unità (Simeone *et al.*, 2018). Se in Mediterraneo a ciò aggiungiamo la pressione antropica dovuta principalmente all'urbanizzazione delle coste, al traffico marittimo, al turismo, alla massiva immissione di contaminanti persistenti ed alla pesca intensiva, si può capire quanto il mare cambi e quanto possano essere gravi le perturbazioni sia sui biotopi che sulle biocenosi, interessando fortemente la stabilità delle popolazioni dei cetacei che vi vivono. È difficile distinguere gli effetti di una minaccia dall'altra quando ve ne sono più di una che agiscono simultaneamente. Questo risulta particolarmente evidente proprio nel Mar Mediterraneo dove questi mammiferi sono esposti ad una sinergia di rischi di diversa origine (Whitehead *et al.*, 2003). È stata, inoltre, evidenziata una correlazione tra contaminazione e conservazione delle popolazioni di cetacei, sottolineando l'aumentare della suscettibilità delle specie più esposte ad inquinanti a diverse patologie, soprattutto in funzione della loro capacità di immunodepressori (Marsili *et al.*, 2012; Grattarola *et al.*, 2018; Mazzariol *et al.*, 2018). L'obiettivo di questo studio è quello di effettuare Studi Tossicologici Previsionali (SToP) per i cetacei del Mar Mediterraneo utilizzando modelli statistici per dare un significato predittivo ai risultati delle analisi su alcuni *Persistent Organic Pollutants* (*POPs*), nello specifico diclorodifeniltricloroetano (*DDTs*) e policlorobifenili (*PCBs)*, valutando il loro pericolo potenziale nelle diverse specie, legato anche alle loro diverse caratteristiche tossicologiche, in particolare a quelle di *Endocrine Disrupting Chemicals* (*EDCs*) e di immunodepressori (IMM). Questo permetterà di stabilire delle soglie di "hazard" differenti da specie a specie, molto meno generiche dei 17 ppm base lipidica (b.l.) di *PCBs* proposta da Kannan *et al.* (2000) oltre la quale sono visibili effetti avversi per i mammiferi marini.

Materiali e metodi - Nell'adipe sottocutaneo di esemplari spiaggiati e *free-ranging* (1985-2018), sono stati valutati i livelli di *DDTs* e *PCBs* (Marsili e Focardi, 1996). Per l'analisi statistica, i valori ottenuti sono stati suddivisi in due serie distinte di dati: esemplari spiaggiati (*stranded*) e *free-ranging* (*free*). Il test non parametrico di Kruskal-Wallis è stato utilizzato per valutare eventuali differenze significative tra i due gruppi di dati. Modelli di regressione logistica sono stati utilizzati a fini predittivi.

Risultati - I livelli di organoclorurati (*OCs*) valutati negli esemplari *stranded* sono risultati significativamente superiori ($p<0,001$) ai valori ottenuti negli animali *free*. Modelli di regressione logistica sono stati specificati utilizzando come regressori rispettivamente *DDTs*, *PCBs*, *OCs* con caratteristiche mutageniche, cancerogeniche o teratogeniche (MCT), *EDCs* ed IMM. La stima dei modelli di regressione logistica ha messo in evidenza il potere predittivo di questi indicatori. In particolare, la curva ROC (*Receiver Operating Characteristics*) è stata utilizzata per misurare e confrontare il potere predittivo dei test diagnostici basati su tali indicatori. Per ognuno dei modelli stimati si è identificato il valore soglia ottimale, il cosiddetto *best cut-off*, cioè il valore del test che massimizza la differenza tra i veri positivi, cioè la proporzione di animali che hanno un valore alterato del test tra tutti quelli realmente *stranded*, e i falsi positivi, cioè la proporzione di animali che pur avendo un valore alterato del test non sono *stranded*. I risultati hanno messo in evidenza che tali indicatori hanno un grado di potere predittivo diverso e il loro utilizzo combinato può essere un valido ausilio per una più efficace tecnica diagnostica.

Conclusioni - La possibilità di dare un significato predittivo a delle analisi tossicologiche classiche con l'ausilio della modellistica statistica potrà permettere di rendere meno soggettiva la discussione di un risultato ottenuto e di poterlo interpretare in funzione di altri parametri sia ecologici che biologici riguardanti l'esemplare indagato. SToP potrà essere utilizzato in futuro per rendere ancora più concreta la cooperazione delle diverse discipline che indagano sullo stato di conservazione di questi mammiferi marini e sulla gestione del loro habitat.

Bibliografia

GRATTAROLA C., GIORDA F., IULINI B. *ET AL.* (2018) - Occlusive mycotic tracheobronchitis and systemic *Alphaherpesvirus* coinfection in a free-living striped dolphin *Stenella coeruleoalba* in Italy. *Dis. Aquat. Organ.*, **127** (2): 137-144.

KANNAN K.., BLANKENSHIP A.L., JONES P.D., GIESY J.P. (2000) - Toxicity reference values for the toxic effects of polychlorinated biphenyls to aquatic mammals. *Hum. Ecol. Risk Assess.*, **6** (1): 181-201.

MARSILI L., FOCARDI S. (1996) - Organochlorine levels in subcutaneous blubber biopsies of fin whales (*Balaenoptera physalus*) and striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) from the Mediterranean Sea. *Environ. Pollut.*, **91** (1): 1-9.

MARSILI L., MALTESE S., COPPOLA D. *ET AL.* (2012) - "Test Tube Cetaceans": from the evaluation of susceptibility to the study of genotoxic effects of different environmental contaminants using cetacean fibroblast cell cultures. In: Romero A., Keith E.O. (eds), *New approaches to the study of marine mammals*. InTech, Rijeka, Croatia: 49-76.

MAZZARIOL S., CENTELLEGHE C., COZZI B. *ET AL.* (2018) - Multidisciplinary studies on a sick-leader syndrome-associated mass stranding of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) along the Adriatic coast of Italy. *Sci. Rep.*, **8** (1): 11577.

SIMEONE S., MOLINAROLI E., CONFORTI A., DE FALCO G. (2018) - Impact of ocean acidification on the carbonate sediment budget of a temperate mixed beach. *Clim. Change*, **150** (3-4): 227-242.

WHITEHEAD A., ANDERSON S.L., KUIVILA K.M., ROACH J.L., MAY B. (2003) - Genetic variation among interconnected populations of *Catostomus occidentalis*: implications for distinguishing impacts of contaminants from biogeographical structuring. *Mol. Ecol.*, **12** (10): 2817-2833.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 420-421

C. Fanizza, A. Rizzo, R. Maglietta[1], V. Renò[1], V. Pollazzon, S. Bellomo, R. Crugliano, F.C. Santacesaria, M.V. Guglielmi[2], P. Ricci[2], G. Cipriano[2], R. Carlucci[2]

Jonian Dolphin Conservation, V.le Virgilio, 102 - 74121 Taranto, Italy.
carmelo@joniandolphin.it
[1]STIIMA-CNR, Via Amendola, 122 D-O - 70126 Bari, Italy.
[2]Department of Biology, University of Bari, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italy.

INJURIES AND MUTILATIONS OBSERVED IN DOLPHINS IN THE GULF OF TARANTO

FERITE E MUTILAZIONI OSSERVATE SU DELFINI NEL GOLFO DI TARANTO

Abstract *- Images and videos of three dolphin species were analysed, providing evidences of negative impact of vessels traffic and fishing activities in coastal and off shore areas of the northern Ionian Sea. Results indicated the need for speed control measures for the maritime traffic, education and awareness-raising campaigns addressed to fishermen and citizens oriented to cetaceans conservation.*

Key-words*: injuries, mutilation, fin disfigurement, Northern Ionian Sea, Central-eastern Mediterranean.*

Introduction - Injuries and mutilations of dorsal and caudal fins in cetaceans can be suggestive of interaction with fishing gears or vessels collisions (Kiszka *et al*., 2008). While not excluding other causes, even the occurrence of bent dorsal fin can be also related to entanglements with fishing gear on the dorsal region (Alves *et al*., 2018). Therefore, any disfigurement in dolphins and whales can be considered as a potential indicator of the interaction with these anthropic activities. In this study, images and videos of three dolphin species were analysed, providing evidences of negative impact of vessels traffic and fishing activities on delphinids in coastal and off shore areas of the northern Ionian Sea (Central-eastern Mediterranean Sea), where human interaction with cetaceans have been recently proved (Carlucci *et al*., 2016).

Materials and methods - Sighting data were collected in the Gulf of Taranto from 2016 to 2018 during 432 daily surveys carried out on board of a 12 m catamaran. Photos and underwater videos were collected during the sightings using a Nikon D3300 camera with Nikon AF-P 70-300 mm, f 4.5-6.3G ED lens and Gopro Hero 4, respectively. Dorsal and caudal fins disfigurements, injuries and mutilations were used for the analysis providing unequivocal features for photo-identification of individual.

Results - On a total of 496 sightings, 404 regarded *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833), 74 *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) and 18 *Grampus griseus* (Cuvier, 1812). Seven injured dolphins of *T. truncatus*, four of *S. coeruleoalba* and two of *G. griseus* (on a total of 91 photo-ID specimens) were identified in the study area. Four common bottlenose dolphins had missing tips over the dorsal fin, two had mutilations localized in the dorsal region, one had a mutilated fluke (Fig. 1 a-f). Two striped dolphins showed missing tips over the dorsal fin, one over the fluke and one showed a bent dorsal fin (Fig. 1 g-i). The injured Risso's dolphins showed missing tips over dorsal fin (Fig. 1 l-m).

Conclusions - Although all the observed injuries were healed wounds, the observation of linear mutilations of dorsal and caudal fin provided clear evidence of the negative interactions between dolphins and vessel traffic/fishing activities

occurring in the Gulf of Taranto. Results indicated the need for speed control for the maritime traffic, education and awareness-raising campaigns for fishermen and citizenship oriented to cetaceans conservation. Anyhow, some of the external injuries observed can be due to intra/inter-specific interactions, which are not unusual in dolphin species (Luksenburg, 2014). Further studies are necessary to determine how these disfigurements can affect the health and survival of these dolphins.

Fig. 1 - Evidences of missing tips over dorsal fin (a, b, c, g, l, m) and caudal fin (h), dorsal and caudal fin mutilations (d, e, f) and bent dorsal fin (i).

Evidenze di estremità mancanti sulla pinna dorsale (a, b, c, g, l, m) e sulla pinna caudale (h), mutilazioni sulla pinna dorsale e caudale (d, e, f) e pinna dorsale ripiegata (i).

References

ALVES F., TOWERS J.R., BAIRD R.W., BEARZI G., BONIZZONI S., FERREIRA R., HALICKA Z. *ET AL.* (2018) - The incidence of bent dorsal fins in free-ranging cetaceans. *J. Anat.*, **232** (2): 263-269.

CARLUCCI R., FANIZZA C., CIPRIANO G., PAOLI C., RUSSO T., VASSALLO P. (2016) - Modeling the spatial distribution of the striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) and common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Gulf of Taranto (northern Ionian Sea, Central-eastern Mediterranean Sea). *Ecol. Indic.*, **69**: 707-721.

KISZKA J., PELOURDEAU D., RIDOUX V. (2008) - Body scars and dorsal fin disfigurements as indicators interaction between small cetaceans and fisheries around the Mozambique Channel Island of Mayotte. *Western Indian Ocean J. Mar. Sci.*, **7** (2): 185-193.

LUKSENBURG J.A. (2014) - Prevalence of external injuries in small cetaceans in Aruban waters, southern Caribbean. *PLoS ONE*, **9** (2): e88988.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 422-423

C. Fanizza, F.C. Santacesaria, F.G. Ancona[1], S. Bellomo, G. Cipriano[1], R. Crugliano, R. Maglietta[2], V. Pollazzon, V. Renò[2], P. Ricci[1], A. Rizzo, R. Carlucci[1]

Jonian Dolphin Conservation, V.le Virgilio, 102 - 74121 Taranto, Italy.
carmelo@joniandolphin.it
[1]Department of Biology, University of Bari, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italy.
[2]STIIMA-CNR, Via Amendola, 122 D-O - 70126 Bari, Italy.

OCCURRENCE RECORDS OF *DELPHINUS DELPHIS*, LINNAEUS, 1758 IN THE GULF OF TARANTO (NORTHERN IONIAN SEA, CENTRAL-EASTERN MEDITERRANEAN SEA)

DATI DI PRESENZA DI DELPHINUS DELPHIS, *LINNAEUS, 1758 NEL GOLFO DI TARANTO (MAR IONIO SETTENTRIONALE, MEDITERRANEO CENTRO-ORIENTALE)*

Abstract *- The short-beaked common dolphin has been recently observed in the Gulf of Taranto (northern Ionian Sea, Central-eastern Mediterranean Sea) during vessel-based surveys. This study reports in details these occurrence records.*

Key-words: *photo-identification, mixed-species, common dolphin, cetaceans.*

Introduction - The short-beaked common dolphin, *Delphinus delphis* (Linnaeus, 1758), has declined during the last decades in the Mediterranean Sea due to multifactorial increasing of anthropogenic threats (Bearzi *et al*., 2003 and references therein). This negative trend led to classify the species as Endangered by the IUCN Red List (Bearzi, 2003). An increasing effort in research studies to define the spatial distribution and relative abundance of *D. delphis* is considered essential within the Mediterranean Sea according to ACCOBAMS and the IUCN/Species Survival Commission (SSC). Unfortunately, fragmentary data were reported for the species limiting the effectiveness of any management plan for its conservation. Up to date, no data were reported for *D. delphis* in the Gulf of Taranto (northern Ionian Sea, Central-eastern Mediterranean Sea), where the short-beaked common dolphin has been recently observed during vessel-based surveys. This study reports in details these occurrence records.

Materials and methods - Sighting data of *D. delphis* were recorded in 2014, 2015 and 2018 during standardized vessel-based surveys carried out on board of a 12 m catamaran. Date, group size (number of specimens) and depth (m) were recorded. In addition, photos and underwater videos were collected during the sightings using a Nikon D3300 camera with Nikon AF-P 70-300 mm, f 4.5-6.3G ED lens and Gopro Hero 4, respectively. Natural markings and colour variability on the dorsal fin of each dolphin specimens were used for the photo-identification.

Results - Eight sightings of the short beaked common dolphins were recorded in a depth range from 187 to 950 m. Except for one, all sightings of *D. delphis* were recorded in mixed group with *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833). Three specimens were photo-identified and during the underwater video analysis, the presence of a prominent postanal hump was observed, characteristics of adult males. The former, called Big Gold was observed only during 2014 and 2015; the other two, Ulisse and Armstrong, were recorded during 2018. These latter specimens were always observed together both in single-species group and in mixed-species association with striped dolphin. Big Gold was absent in the sightings of 2018 (Tab. 1).

Tab. 1 - Sightings date, number of specimens, depth (m), occurrence of mixed-groups and the photo-identified dolphins name were reported for each sighting recorded from 2014 to 2018.
La data di avvistamento, il numero di individui, la profondità (m), la presenza di gruppi misti ed il nome dei delfini foto-identificati sono riportati per ciascun avvistamento registrato dal 2014 al 2018.

Sighting date	No. of specimens	Depth (m)	Occurrence of mixed-group	Photo-id dolphin
09/05/2014	1	277	Yes	Big Gold
10/05/2014	1	546	Yes	Big Gold
06/06/2014	1	577	Yes	Big Gold
26/04/2015	1	187	Yes	Big Gold
26/05/2018	2	350	No	Ulisse, Armstrong
05/06/2018	2	500	Yes	Ulisse, Armstrong
10/06/2018	2	950	Yes	Ulisse, Armstrong
25/07/2018	2	500	Yes	Ulisse, Armstrong

Conclusions - These occurrence records indicated the presence of *D. delphis* in the northern Ionian Sea. The interspecific association with *S. coeruleoalba* has already been recorded in other areas of the Mediterranean Sea, mostly where the number of the short beaked common dolphins is not enough to allow the formation of large single-species groups (Frantzis and Herzing, 2002). The phenomenon seems to be restricted to social species and it could be due to different functional reasons such as foraging advantages and predator avoidance (Stensland *et al*., 2003). The absence of females in the sightings reduce the chance of intraspecific reproduction. In addition, the possibility of interspecific sexual interaction and potential hybridization (Antoniou *et al*., 2018) indicated the possibility of a loss in genetic heritage and disappearance of *D. delphis* in the Gulf of Taranto. Local data implementation and possible comparison with data from other area of Mediterranean Sea could allow an insight on genetic status, migration patterns, residency and stability of groups composition within the Mediterranean Sea.

References

ANTONIOU A., FRANTZIS A., ALEXIADOU P., PASCHOU N., POULAKAKIS N. (2018) - Evidence of introgressive hybridization between *Stenella coeruleoalba* and *Delphinus delphis* in the Greek seas. *Mol. Phylogenet. Evol*., **129**: 325-337.

BEARZI G. (2003) - *Delphinus delphis* Mediterranean subpopulation. The IUCN Red List of Threatened Species 2003: e.T41762A10557372.

BEARZI G., REEVES R.R., NOTARBARTOLO DI SCIARA G., POLITI E., CAÑADAS A., FRANTZIS A., MUSSI B. (2003) - Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins *Delphinus delphis* in the Mediterranean Sea. *Mammal Rev.*, **33** (3): 224-252.

FRANTZIS A., HERZING D.L. (2002) - Mixed-species associations of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*), short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*), and Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the Gulf of Corinth (Greece, Mediterranean Sea). *Aquat. Mamm.*, **28** (2): 188-197.

STENSLAND E., ANGERBJÖRN A., BERGGREN P. (2003) - Mixed species groups in mammals. *Mammal Rev.*, **33** (3-4): 205-223.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 424-425

V. Renò, R. Colella, M. Nitti, E. Stella, C. Fanizza[1], G. Cipriano[2], R. Carlucci[2], R. Maglietta

STIIMA-CNR, Via Amendola, 122 D-O - 70126 Bari, Italy.
vito.reno@cnr.it
[1]Jonian Dolphin Conservation, V.le Virgilio, 102 - 74121 Taranto, Italy.
[2]Department of Biology, University of Bari, Via Orabona, 4 - 70125 Bari, Italy.

ADVANCES ON PHOTO-IDENTIFICATION OF RISSO'S DOLPHIN BASED ON COMPUTER-AIDED INNOVATIVE APPROACHES

AVANZAMENTI SULLA FOTO-IDENTIFICAZIONE DEL DELFINO DI RISSO BASATI SU APPROCCI INNOVATIVI ASSISTITI DAL COMPUTER

Abstract - *Photo-identification of cetaceans is a widely used technique for associating a name to a sighted (or re-sighted) individual. However, two common issues faced by biologists are the high amount of time required to manually process images and the lack of comprehensive information on some species. In this scenario, computer-aided approaches represent the key for improving knowledge on data deficient species and reduce time required to work on large pictures catalogues. In this paper, advances on the photo-identification of Risso's dolphins automatically exploiting their typical white scars on the dorsal fin is shown. Multiple experiments were conducted to train and validate the proposed approach, as well as a comparison with the state of the art software DARWIN. Results in terms of high accuracy (90%) and reduced computational time (a few seconds per image) shown that this technique can move biologists towards the automated analysis of large image datasets.*

Key-words: *photo-identification, DolFin,* Grampus griseus, *Mediterranean Sea.*

Introduction - The Risso's dolphin *Grampus griseus* (Cuvier, 1812) is a widely distributed species, considered a regular inhabitant of the Mediterranean Sea, but ranked as Data Deficient by IUCN Red List (Gaspari and Natoli, 2012). To date, comprehensive information on this species is still missing, but innovative computer-aided multidisciplinary approaches, aimed to the automatic photo-identification exploiting the distinctive white scars, data integration and sharing can be the key to overcome this issue. In this study an improvement of the automatic photo-identification is presented based on Scale-Invariant Feature Transform (Lowe, 2004).

Materials and methods - The study area is the Gulf of Taranto in the northern Ionian Sea (Central-eastern Mediterranean Sea), which covered an area of approximately 14000 km^2 from Santa Maria di Leuca to Punta Alice. Photos of *G. griseus* were recorded from 2013 during standardized vessel-based surveys carried out on board of a 12 m catamaran. Data stored in the digital platform DolFin (Maglietta *et al*., 2018) was employed to build the training dataset containing 771 dorsal fin images collected from 2013 to 2016. The validation dataset was assembled with 126 images of Risso's dolphin collected during 2017. Multiple experiments based on an automatic model-based photo-identification as shown in Fig. 1a were conducted to reach the following goals: a) fine tuning of the parameters involved in the feature selection and matching using training data only; b) verify the capabilities of the automatic photo-identification algorithm on the validation set, without changing the algorithm's parameters; c) evaluate the effectiveness of the proposed approach with respect to previously available tool (Stanley, 1995). An example of the feature-based (SIFT) recognition and matching approach is shown in Fig. 1b: the algorithm automatically identifies the SIFT features and matches the scars on the dorsal fin of a query image (on the left) with a model (on the right).

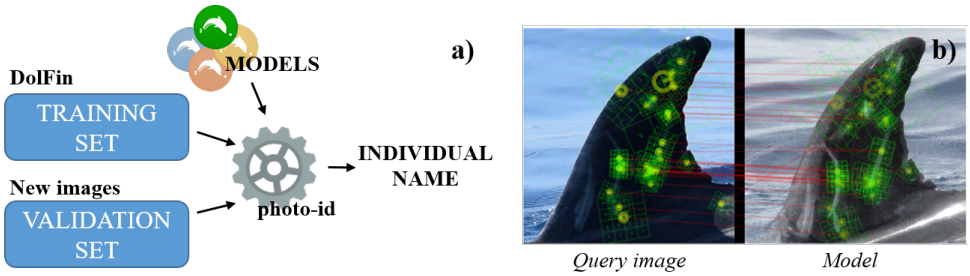


Fig. 1 - a) Diagram of the automatic model based photo-identification approach; b) Example of SIFT feature matching on two images taken from the dataset.

a) *Diagramma dell'approccio automatico di foto-identificazione basato sui modelli; b) Esempio di* matching *delle SIFT fra due immagini prese dal dataset.*

Results - The identification accuracy on the training dataset was 99%. The algorithm was able to filter out the images that cannot be effectively processed with a feature-based approach. The accuracy on the validation dataset was to 90%. Lower performance in validation is expected and reflects the fact that validation pictures are different from the training ones. Finally, DolFin required a few seconds per image compared to about 4 minutes per image of DARWIN to perform the photo-identification task.

Conclusions - This work presents advances and innovations in marine biology, obtained with a smart integration of multiple disciplines. Starting from the digital platform DolFin, images were used to develop modern computer-aided techniques specifically designed to operate in the challenging marine environment. This suggests moving further investigating novel methodologies to solve complex problems, working in strict synergy with biologists and ecologists. The score achieved on the validation experiment as well as the highly reduced computation time suggest the feasibility of the proposed approach for the automated photo-identification of large image datasets. Future directions of this research will be devoted to the extension of the DolFin platform to collect data related to other species.

References

GASPARI S., NATOLI A. (2012) - *Grampus griseus* Mediterranean subpopulation. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T16378423A16378453.

LOWE D.G. (2004) - Distinctive image features from scale-invariant keypoints. *Int. J. Comput. Vision*, **60** (2): 91-110.

MAGLIETTA R., RENÒ V., CIPRIANO G., FANIZZA C., MILELLA A., STELLA E., CARLUCCI R. (2018) - DolFin: an innovative digital platform for studying Risso's dolphins in the northern Ionian Sea (North-eastern Central Mediterranean). *Sci. Rep.*, **8** (1): 17185.

STANLEY R. (1995) - DARWIN: Identifying dolphins from dorsal fin images. Senior Thesis, Eckerd College.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 426-427

M. Zimmitti[1], L. Favaro[1,2]

[1]Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Università di Torino,
Via Accademia Albertina, 13 - 10123 Torino, Italia.
zimmittimartina@gmail.com
[2]Centro Interuniversitario di Ricerca sui Cetacei (CIRCE), Viale Benedetto XV, 5 - 16132 Genova, Italia.

ATTIVITÀ ANTICIPATORIA IN UN GRUPPO DI TURSIOPI *EX-SITU*: IMPLICAZIONI PER LA GESTIONE ED IL BENESSERE

ANTICIPATORY BEHAVIOURS IN A GROUP OF BOTTLENOSE DOLPHINS EX-SITU: *IMPLICATIONS IN MANAGEMENT AND WELFARE*

Abstract - *Recent legislations and social setting increasingly ask the scientific society to provide reliable tools for welfare assessment of captive animals. Recently, several authors suggest using motivation to better understand animals' ethological needs and emotional states. This goal can be achieved by quantifying anticipatory behaviours. In this study, a group of seven bottlenose dolphins,* Tursiops truncatus *(Montagu, 1821), has been conditioned prior to five different events. We observed the animals expressing different kind of anticipatory patterns prior to different contexts: active anticipatory behaviours were higher prior to public presentations, while quiet anticipatory activity was higher prior to enrichment contexts.*

Key-words: *welfare, motivation, anticipatory behaviours, environmental enrichment.*

Introduzione - Parchi zoologici ed acquari di tutto il mondo sono alla continua ricerca di strumenti per misurare in modo affidabile il benessere degli animali. L'impresa risulta essere complessa per via della difficile interpretazione di variazioni fisiologiche, psicologiche e comportamentali. Oggigiorno il benessere viene definito come l'equilibrio tra esperienze positive e negative e viene promosso dando valore al punto di vista dell'animale; si cerca, quindi, di soddisfare bisogni specie-specifici e preferenze individuali. Pratiche come l'Arricchimento Ambientale (AA) e l'addestramento attraverso il rinforzo positivo offrono maggiore scelta e controllo. Infatti, recenti studi hanno evidenziato la preferenza degli animali nei confronti di ambienti prevedibili, grazie anche alla possibilità di esprimere i cosiddetti Comportamenti Anticipatori (CA): la sola espressione di questi *pattern* prima di eventi positivi sembra essere di per sé premiante (Van der Harst e Spruijt, 2007). La vita quotidiana degli animali abbonda di esperienze positive: somministrazione di cibo, sessioni di addestramento, AA ed interazioni sociali, comprese quelle con i *trainers* (Clegg *et al*., 2018). Attraverso questo studio si vuole trovare una relazione tra CA e cinque diversi contesti in un gruppo di tursiopi, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), in ambiente controllato, con l'obiettivo di confrontare il diverso stato motivazionale degli animali nelle diverse condizioni.

Materiali e metodi - La raccolta dati è stata effettuata da novembre 2017 ad aprile 2018 nel Parco Zoologico dell'Attica, Grecia. Il modello di studio è rappresentato da un gruppo di sette tursiopi. La raccolta è stata divisa in due periodi: nel primo periodo è stata video-registrata l'attività anticipatoria prima delle esibizioni quotidiane degli animali al pubblico. Nello stesso periodo si sono condizionati gli animali all'arrivo di quattro eventi attraverso l'introduzione di un segnale acustico unico per ogni contesto. I quattro eventi sono dati da una condizione di controllo in cui non accadeva nulla e tre tipi di AA rappresentati da: AA strutturale, che prevedeva la sola introduzione dei giochi, AA strutturale con la presenza dei *trainers* ed AA strutturale con persone non famigliari. Una volta sicuri che i delfini fossero in grado di associare la presenza del segnale acustico con il consecutivo

inizio del relativo evento, la durata dell'intervallo è stata portata a 4 minuti, come suggerito da Clegg *et al.* (2018). Nel secondo periodo sono stati video-registrati i comportamenti anticipatori precedenti i quattro contesti di AA già descritti. Complessivamente sono state condotte 19 osservazioni per contesto per un totale di 2716 minuti di video analizzati con il *software* BORIS (Friard e Gamba, 2016). L'etogramma, riadattato per questo studio, prende spunto dalla letteratura (Clegg *et al*., 2018) e prende in considerazione comportamenti la cui *performance* avviene in superficie, precedentemente descritti come CA da altri autori: *porpoising (P)*, *pivot dive*, *looking (L)*, *head-up swim (H)*, *spy hoping* e *logging.* Per valutare se i diversi contesti influissero su quantità e tipo di comportamento anticipatorio, è stato creato un *Generalized Linear Mixed Models* (GLMM) per ogni *pattern* comportamentale, il quale rappresentava il fattore fisso. Le osservazioni, con annidati al loro interno (*nested design*) i diversi soggetti, sono state incluse come fattori casuali. Infine, per valutare in che modo la manifestazione di un dato comportamento differisse tra i contesti specifici, è stato condotto un test *post hoc pairwise*. Tutte le analisi statistiche sono state effettuate con il *software* RStudio in ambiente R.

Risultati - I risultati mostrano una variazione significativa di tre dei comportamenti considerati in funzione dei contesti. In particolare, la frequenza dell'evento *P* (GLMM full *vs* null: $\chi2$=45,559, df=4, p<0,001) risulta significativamente più alta prima delle presentazioni rispetto agli altri contesti. La durata degli stati *L* ($\chi2$=23,58, df=4, p<0,001) ed *H* ($\chi2$=52,28, df=4, p<0,001) è risultata maggiore prima delle tre sessioni di AA rispetto ai contesti pre-presentazioni e di controllo. Al contrario delle aspettative, non sono state trovate differenze significative tra i diversi contesti di AA.

Conclusioni - I nostri risultati dimostrano che i comportamenti anticipatori sono utili alla valutazione dello stato motivazionale dei tursiopi in ambiente controllato. Ad esempio, la maggior frequenza di *P* prima delle presentazioni, suggerisce un livello di eccitazione elevato forse dovuto all'imminente assunzione di cibo od all'inizio di una attività fisica più intensa, come precedentemente suggerito da Jensen *et al.* (2013). Analogamente, comportamenti anticipatori svolti sulla superficie e che prevedono un limitato dispendio di energia (*L-H*), indicano un maggior livello di sorveglianza dovuto all'introduzione di oggetti e/o soggetti non sempre disponibili nell'ambiente. Complessivamente, il seguente lavoro rappresenta un primo e significativo passo verso l'utilizzo dei comportamenti anticipatori come strumento per la gestione e la valutazione del benessere dei tursiopi in ambiente controllato.

Bibliografia

CLEGG I.L.K., RÖDEL H.G., BOIVIN X., DELFOUR F. (2018) - Looking forward to interacting with their caretakers: dolphins' anticipatory behaviour indicates motivation to participate in specific events. *Appl. Anim. Behav. Sci.*, **202**: 85-93.

FRIARD O., GAMBA M. (2016) - BORIS: a free, versatile open-source event-logging software for video/audio coding and live observations. *Methods Ecol. Evol.*, **7** (11): 1325-1330.

JENSEN A.-L.M., DELFOUR F., CARTER T. (2013) - Anticipatory behavior in captive bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*): a preliminary study. *Zoo Biol.*, **32** (4): 436-444.

VAN DER HARST J.E., SPRUIJT B.M. (2007) - Tools to measure and improve animal welfare: reward-related behaviour. *Anim. Welfare*, **16** (Suppl. 1): 67-73.

Biol. Mar. Mediterr. (2019), 26 (1): 428-429

B. Violi[1,2,3], M. Bonato[4], O. Adam[5,6], J. Razik[7], F. Maligé[7,8], J. Patris[7,8], I. Morgan[9], P.R. White[9], T. Gridley[10], S. Elwen[10], G.E. Inteca[11], A. Saloma[12], B. Wambergue[3], B. Denis[13], F. Trotman[14], M. Mwang'Ombe[15], A. Mandich[1,16], R. Sousa-Lima[17], D. Djokic[17], H. Glotin[7]

[1]Dept. of Earth, Environ. and Life Sciences (DISTAV), Univ. of Genova, C.so Europa, 26 - 16132 Genoa, Italy.
[2]Menkab, Il respiro del mare, NGO, Savona, Italy.
[3]Moidjio Centre for Research, Conservation and Development, Comoros.
violi.biagio@gmail.com
[4]Department of Biology, University of Padova, Italy.
[5]Sorbonne Université, CNRS, Institut Jean Le Rond d'Alembert, Paris, France.
[6]Institut des Neurosciences Paris Saclay, CNRS UMR, Université Paris Sud, Orsay, France.
[7]Toulon University, Aix Marseille Univ., Toulon, France.
[8]BRILAM, STIC AmSud.
[9]Institute of Sound and Vibration Research, University of Southampton, UK.
[10]Namibian Dolphin Project & Sea Search, Centre for Statistics in Ecology, Environment and Conservation, Department of Statistical Sciences, University of Cape Town, South Africa.
[11]Faculdade de Ciencias Naturals, Universidade Lurio, Pemba, Mozambique.
[12]Association Cetamada, Ste Marie Island, Madagascar.
[13]Association Abyss, La Réunion.
[14]Love the Oceans, Non-profit marine conservation organization, Mozambique.
[15]Watamu Marine Association, Watamu, Kenya.
[16]CIRCE - Centro Interuniversitario di Ricerca sui Cetacei, Genoa, Italy.
[17]Laboratory of Bioacoustics, Physiology and Behaviour Department, University of Rio Grande do Norte, Brazil.

SONGS: FIRST ACOUSTIC ASSESSMENT OF SONGS EMITTED BY THE HUMPBACK WHALE (*MEGAPTERA NOVAEANGLIAE* BOROWSKI, 1781) POPULATION FROM SOUTH WESTERN INDIAN OCEAN

SONGS: *PRIMO STUDIO ACUSTICO DEI CANTI EMESSI DALLA POPOLAZIONE DI MEGATTERE (*MEGAPTERA NOVAEANGLIAE *BOROWSKI, 1781) DELL'OCEANO INDIANO SUD-OCCIDENTALE*

Abstract - *Humpback whale is known for the complex songs performed by the males to attract females and delimit their own territory, during the migration and mating season. The South-western of Indian Ocean is a breeding area from July to September for this species. This is the first interregional acoustic study of this area which aim to better understand the cultural song transmission of humpbacks whales.*

Key-words: *humpback whale, song, Indian Ocean,* Megaptera novaeangliae, *cultural transmission.*

Introduction - Humpback whales are famed for their well-established migration routes and because of the complex song of the males during the breeding season. Sequences of vocalizations form the song in a hierarchical structure: successive sound units are organized in a phrase, and successive phrases form the leitmotiv of the song (Payne and McVay, 1971). These songs have been studied for almost 50 years and we know now that songs are different from one ocean to another and from one year to another. These songs are also shared by individuals at an ocean basin scale in a form of cultural transmission (Garland *et al*., 2011). Our previous study has shown that humpback whales in Madagascar, sometimes referred to as sub-stock C3, is from the population of the South-western Indian Ocean, distributed from the coast of East African to the Mascarene Islands. Here, we aim to compare the acoustic behaviour from different areas during the breeding season in the South-West Indian Ocean.

Materials and methods - Acoustic recordings were collected from six countries, Comoros, Kenya, La Réunion, Madagascar, Mozambique, and South Africa throughout the breeding season (July - Sept 2018). 2 days of surveys were identified on each month for each country involved in the regional project, in order to have a total of 6 days of simultaneous recording activities. Due to bad weather conditions and boat disposal each partner was not able to made the whole survey activities. We have obtained a total of 10 hours of recording and more than 15 sound unit are now identified from each country.

Results - Here, we provide a classification of the different sounds by a completely automatic song decomposition based on sparse coding (Razik *et al*., 2015). This sparse coding of the songs at different time scales supports the distinction of stable song components versus those which evolve in time and space. This approach is summarized as: an unsupervised method to encode the entire bioacoustics dataset into a dictionary; a sparse coding to limit the number of elements in the dictionary; salient features identified using the Lasso algorithm; finally, an interpretation of the evolving and stable components of the songs is derived, supporting an analysis of year to year variation (Djokic *et al*., 2018). It is shown that shorter codes are more stable, occurring with similar frequency across two consecutive years, while the occurrence of longer units varies across years as expected based on the prior manual analysis. 250 ms segments appear to be an appropriate length for encoding stable features of whale songs, possibly corresponding to subunits. Then we have extracted the phrases of the songs according to recent proposal on the song distances (Djokic *et al*., 2018). Based on these strings of dominant sparse code at each frame, we use the Levenshtein-distance matrix as a tool to visualise the largest structures (songs and themes) in a given recording avoiding an additional bias on the boundaries of the hierarchical levels within a single continuous recording. This tool has proved possible to automatically determine and extract both songs and themes from a recording (Djokic *et al*., 2018). This unsupervised classification is used to compare themes and their evolution within and between localities.

Conclusions - The acoustic method is confirmed to be a useful tool to investigate humpback whale population connectivity. This method confirms exchanges between humpback whales from off South Africa to North Comoros. This preliminary analysis has showed some similarities between the population in La Reunion and in Comoros. This is the first interregional acoustic study in order to understand the cultural transmission of songs within humpbacks population of South-West Indian Ocean. Our finding identifies similar sound unit types or/and similar phrases, confirming that they are emitted by the same population and in addition explore the variations between the songs in these areas. New acoustic recordings during the next 3 years will be important to describe the evolution of the humpback whale songs in this ocean.

References

DJOKIC D., PATRIS J., MALIGE F., SOUSA-LIMA R., GLOTIN H. (2018) - Humpback whale song theme recognition tool. 8th DCLDE workshop. Marine mammals and acoustics. Paris, 4-8 June 2018. Proceedings: 92.

GARLAND E.C., GOLDIZEN A.W., REKDAHL M.L., CONSTANTINE R., GARRIGUE C., HAUSER N.D., POOLE M.M., ROBBINS J., NOAD M.J. (2011) - Dynamic horizontal cultural transmission of humpback whale song at the ocean basin scale. *Curr. Biol*., **21** (8): 687-691.

PAYNE R.S., McVAY S. (1971) - Songs of humpback whales. *Science*, **173** (3997): 585-597.

RAZIK J., GLOTIN H., HOEBERECHTS M., DOH Y., PARIS S. (2015) - Sparse coding for efficient bioacoustics data mining: preliminary application to analysis of whale songs. 15th IEEE International Conference on Data Mining Workshop (ICDMW). Atlantic City, N.J., 14-17 November 2015. Proceedings: 780-787.

INDICI

INDICE GENERALE

I 50 anni della SIBM (1969-2019)

GRAVINA M.F. - La Marina Commedia 3
RELINI G. - I primi 50 anni della Società Italiana di Biologia Marina 7

Tema
"Nuove acquisizioni, evidenze e prospettive nel monitoraggio di ambienti marini"

Relazione introduttiva

PRETTI C. - Le grandi sfide nel monitoraggio dell'inquinamento marino 41

Comunicazioni del Tema

BERNARDI M., BATTUELLO M., DI MUZIO G., MUSSAT SARTOR R., NURRA N., PESSANI D., CERVELLA P. - Nuove evidenze applicative del DNA *barcoding* per gli stadi larvali dei crostacei decapodi 45

CANESSA M., BAVESTRELLO G., BO M., TRAINITO E., PANZALIS P., NAVONE A., BETTI F., CATTANEO-VIETTI R. - Differenze strutturali nelle comunità coralligene insediate su rocce carbonatiche e granitiche dell'AMP Tavolara Punta Coda Cavallo (Sardegna nord-orientale) 49

DEL PASQUA M., BORGHESE J., ARDUINI D., LICCIANO M., GIANGRANDE A. - *Ex ante* monitoring assessment of an aquaculture plant within the project REMEDIA Life: the role of polychaetes as indicators 53

GUALA I., GRECH D., MASALA M., ROSELLI C., BRUNDU G., ALVAREZ RAYA C., PANZALIS P., NAVONE A., FARINA S. - Is sustainable fishery of sea urchins a chimera in effective Marine Protected Areas? 57

NUTI S., SALVIOLI F., DE BIASI A.M., GIANNETTI M., BIANCHI V. - Risultati del monitoraggio acustico sul terminale *offshore* di rigassificazione e stoccaggio (FSRU Toscana) all'interno dell'area Pelagos 61

OLIVA M., DE MARCHI L., VIEIRA SANCHES M., CUCCARO A., MANZINI C., PIRÉS A., KOZINKOVA L., BONTÀ PITTALUGA G., FREITAS R., PRETTI C. - *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923) come specie modello in valutazioni ecotossicologiche di matrici marine e salmastre 65

OPRANDI A., BIANCHI C.N., KARAYALI O., MORRI C., RIGO I., MONTEFALCONE M. - Confronto di descrittori a diversi livelli di complessità ecologica per definire lo stato di salute di *Posidonia oceanica* in Liguria 69

PIAZZI L., GENNARO P., CECCHI E., MONTEFALCONE M., BACCI T., ATZORI F., GATTI G., GUALA I., MARINO G., PENNA M., SARTORETTO S., TRABUCCO B., SERENA F. - Dieci anni di applicazione dell'indice ESCA nella valutazione della qualità ecologica del coralligeno di parete 73

SFRISO A., WOLF M.A., FRANZOI P., SFRISO A.A. - Microcalcareous seaweeds to assess trophic changes in transitional waters 77

VACCHI M., CARLIG E., DAGNINO A., DI BLASI D., GHIGLIOTTI L., PRESUTTI C., FORNIZ C. - Submersible Rotating Video (SRV) to monitor fish fauna. A case study in the "Secche di Tor Paterno" MPA 81

Poster del Tema

APPOLLONI L., CIORCIARO D., BIASCO A., GUIDONI C., DI STEFANO F., FERRIGNO F., RENDINA F., SANDULLI R., RUSSO G.F. - Analisi descrittiva delle risorse alieutiche della piccola pesca costiera in 4 AMP della Campania 85

BOLINESI F., ARIENZO M., DONADIO C., FERRARA L., PASSARELLI A., SAGGIOMO M., STANISLAO C., TRIFUOGGI M., MANGONI O. - Distribuzione della biomassa fitoplanctonica e principali gruppi funzionali in un'area costiera influenzata dalle attività umane: il Golfo di Pozzuoli 87

BUTTINO I., MAGRI M., SERENA F. - Una nuova iniziativa per monitorare l'ambiente costiero e concorrere a ridurre il degrado di popolamenti bentonici di interesse conservazionistico: la boa intelligente di Calafuria 89

CALIANI I., DI NOI A., BELLUCCI F., VITALE M., FOSSI M.C., FRATINI S., PRETTI C., CASINI S. - Risposte biochimiche nel granchio *Pachygrapsus marmoratus* per la valutazione della contaminazione ambientale del porto di Livorno (Italia) 91

CARLUCCIO A., MAIORANO P., SION L., D'ONGHIA G. - Monitoraggio di pesci cartilaginei in habitat sensibili 93

CASOLI E., VENTURA D., MANCINI G., BELLUSCIO A., ARDIZZONE G.D. - Un nuovo strumento per lo studio ed il monitoraggio dei *reefs* a coralligeno 95

CHIMIENTI G., RIZZO L., KALEB S., FALACE A., FRASCHETTI S., TURSI A., BARBONE E., UNGARO N., MASTROTOTARO F. - Monitoring rhodolith beds according to EU directives: heterogeneity matters 97

CORRADI D., CROSTI R., ARCANGELI A., ORASI A - Assessing *Cotylorhiza tuberculata* (Scyphozoa) abundance and distribution in the Tuscany Archipelago: preliminary results of a synoptic marine litter and biota survey. 99

COSSU P., SCARPA F., LAI T., SECHI S., MARCIA P., SANNA D., ZANELLO A., GAZALE V., MANZOTTU G., PANZALIS P., CASU M. - Census of *Patella ferruginea* (Mollusca, Gastropoda) in two Marine Protected Areas of Sardinia 101

DAL ZOTTO M., DE BIASI A.M., PACCIARDI L., PERTUSATI M., BIANCHI V., GIANNETTI M., REBECCHI C., TODARO M.A. - Studio della meiofauna nei pressi di un rigassificatore *offshore* (Mar Ligure) 103

FLORIS R., SANNA G., FOIS N. - Intestinal microflora of grey mullet (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758) and thinlip grey mullet (*Chelon ramada* Risso,

1827) from Santa Giusta lagoon (western Sardinia): an attempt to investigate its potential bioremediation capacity 105

FURFARO G., MARIOTTINI P., TRAINITO E. - Boe di ormeggio nelle Aree Marine Protette di Tavolara Punta Coda Cavallo e Tor Paterno: importante ruolo per la conservazione e per la biodiversità dei molluschi heterobranchi... 107

JUHMANI A.-S., WAHSHA M., BUOSI A., TOMIO Y., SFRISO A.A., WOLF M.A., VEZZI A. - Diversity of microbial communities associated with *Ulva laetevirens* Areschoug in the Lagoon of Venice 109

PIAZZI L., GENNARO P., ATZORI F., CADONI N., CECCHI E., CINTI M.F., FRAU F., PENNA M., TRABUCCO B., CECCHERELLI G. - Uso dell'indice ALEX nel monitoraggio e valutazione d'impatto di specie aliene macroalgali sulle comunità native 111

PIAZZI L., GENNARO P., MONTEFALCONE M., BIANCHI C.N., CECCHI E., MORRI C., SERENA F. - STAR: una procedura integrata e standardizzata per la valutazione dello stato ecologico del coralligeno di parete 113

RENDINA F., FERRIGNO F., DI STEFANO F., SANDULLI R., RUSSO G.F. - Indagini ROV su letti a rodoliti profondi situati al largo delle coste della Campania 117

SARTINI M., LIGAS A., GIANNETTI M., BIANCHI V., DE BIASI A.M. - Effetti dell'interdizione alla pesca su *Scyliorhinus canicula* (Linneo, 1758) (Elasmobranchii; Scyliorhinidae): il caso del rigassificatore "FSRU Toscana" al largo delle coste toscane 119

SCARPA F., MARCIA P., COSSU P., LAI T., SECHI S., CURINI-GALLETTI M., SANNA D., AZZENA I., ZANELLO A., GAZALE V., CASU M. - Marine Strategy as needful tool for the management of endangered species: the study case of *Pinna nobilis* (Mollusca: Bivalvia) 121

SFRISO A.A., TOMIO Y., JUHMANI A.-S. - Elemental CNS composition patterns in seagrasses, seaweeds and sediments 123

TAMBURINI M., FERRARIO J., MARCHINI A., GRIONI A., KEPPEL E., LOMBARDI C., NANNINI M., REPETTO M.F., RUIZ G., OCCHIPINTI AMBROGI A. - Monitoring non-indigenous species in port habitats: application of the 'SERC protocol' in the Gulf of La Spezia 125

VENTURA D., BONIFAZI A., GRAVINA M.F., CASOLI E., MANCINI G., BELLUSCIO A., ARDIZZONE G.D. - Rilievo GPS-RTK e fotogrammetria con drone per la valutazione degli effetti di evento estremo di mareggiata in una baia rocciosa dell'Isola del Giglio 127

VENTURINI S., MEROTTO L., CAPPANERA V., MASSA F., PAOLI C., DAPUETO G., VASSALLO P., POVERO P., CATTANEO-VIETTI R., FANCIULLI G. - Studio della nautica da diporto nei settori di maggiore fruizione dell'Area Marina Protetta Portofino (Italia): un caso pilota per la gestione attraverso l'analisi di immagini digitali 129

Tema
"Valorizzazione, conservazione e gestione degli ambienti marini"

Comunicazioni del Tema

BACCI T., SCARDI M., CALVO S., TOMASELLO A., VALIANTE L.M., DI NUZZO F., RAIMONDI V., ASSENZO M., MANCUSI C., PIAZZI L., CECCHI E., PENNA M., GENNARO P., TOMASSETTI P., PAMPALONE V., BULLERI C., SOZZI F., ZENONE A., BERTASI F., TARGUSI M., PIAZZI A., LA PORTA B. - Il Life S.E.POS.S.O. monitora i trapianti di *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Italia 132

BEVILACQUA S., FALACE A., UGLAND K.I., TERLIZZI A. - Integrating spatial patterns of ß-diversity, species rarity, and taxonomy for realistic estimates of marine biodiversity at a regional scale 136

BONOMETTO A., BOSCOLO R., BUOSI A., FACCA C., FRANZOI P., OSELLADORE F., PONIS E., SCAPIN L., SFRISO A. - Analisi dei servizi ecosistemici derivanti dal ripristino di praterie di fanerogame in laguna di Venezia 140

CARBONARA P., CASCIARO L., CICCOLELLA A., DE FRANCO F., DONNALOIA M., LEMBO G., SPEDICATO M.T., ZUPA W., GUIDETTI P. - Growth and age of *Mullus surmuletus* L., 1758 inside and out a Marine Protected Area (Torre Guaceto, South-West Adriatic Sea) 144

CHIMIENTI G., ACQUAFREDDA A., DE GIOSA F., MASTROTOTARO F. - Searching for *Antipathella subpinnata* at Tremiti Islands Marine Protected Area 148

DE LA FUENTE G., CHIANTORE M., ASNAGHI V., KALEB S., FALACE A. - First *ex situ* outplanting of the habitat former *Cystoseira amentacea* var. *stricta* in a restoration perspective 152

ENRICHETTI F., DOMINGUEZ-CARRIO C., TOMA M., BAVESTRELLO G., BETTI F., CANESE S., BO M. - Foreste animali mesofotiche del Mar Ligure 156

FABBRIZZI E., SCARDI M., BALLESTEROS E., BENEDETTI-CECCHI L., CEBRIAN E., CECCHERELLI G., DE LEO F., DEIDUN A., GUARNIERI G., FALACE A., FRAISSINET S., GIOMMI C., MAČIĆ V., MANGIALAJO L., MANNINO A.M., RAMDANI M., RILOV G., RINDI L., RIZZO L., SARÀ G., SOUSSI J.B., TASKIN E., FRASCHETTI S. - Modellizzare la distribuzione delle foreste macroalgali nel Mediterraneo: stato attuale, fattori che guidano i cambiamenti e conoscenze per stabilire le priorità di conservazione 160

FRANZESE P.P., BUONOCORE E., RUSSO G.F. - La valutazione ecologica degli stock di capitale naturale nelle Aree Marine Protette 164

PITACCO V., MISTRI M., LIPEJ L. - Ricchezza della comunità bentonica associata ai 'beds' di madrepora a cuscino (*Cladocora caespitosa*) nel Golfo di Trieste (Nord Adriatico) 168

RUSSO L., HAY MELE B., D'ALELIO D. - Intersezioni tra ecologia ed economia nei sistemi marini. Analisi semantiche per esplorarne la complessità 172

TEMPESTI J., PETRELLI A., LANGENECK J., BELCARI D., RINDI F., MENCHELLI S., MALTAGLIATI F. - Macrobenthic communities associated to the ship "Melania", wrecked on Vada Shoals (Tuscany, Italy) 176

Poster del Tema

BALESTRI E., VALLERINI F., MENICAGLI V., BARNABA S., LARDICCI C. - Propagule pressure and biotic resistance co-regulate the invasive success of *Caulerpa cylindracea* Sonder, 1845 180

CARELLA F., ACETO S., MARINO F., IARIA C., DE VICO G. - Mortalità di massa di *Pinna nobilis* nelle acque tirreniche: il caso di studio di Campania e Sicilia 182

DONNARUMMA L., RENDINA F., APPOLLONI L., FERRIGNO F., SANDULLI R. - Quantitative dominances of *taxa* structuring the macrozoobenthic communities living in different coastal habitats 184

DONNARUMMA L., ROMANO A., MATRONE A., APPOLLONI L., MASTASCUSA V., FRONDA D., DI STEFANO F. - Primi dati del monitoraggio di *Pinna nobilis* nell'AMP "Isole di Ventotene e Santo Stefano" 186

FERRANTI M.P., MONTEGGIA D., DAGNINO A., GAINO F., MORETTO P., PARODI V., TIXI L., CAPPANERA V., BAVA S., VALERANI C., CHIANTORE M. - Distribution of the ribbed limpet *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 along the Ligurian coast and implications for conservation actions 188

GRECH D. - *Cystoseira usneoides*: a new protected species for the Penisola del Sinis - Isola di Mal di Ventre MPA and Sardinia 190

MURA L., COSSU P., SERRA S., MANCA S., CASU M., FOIS N. - Genetic variation of hatchery and wild populations of *Ruditapes decussatus* assessed by microsatellite markers 192

PERTUSATI M., OLIVA M., MAGRI M., CECCARELLI C., PORCHERA A., DE BIASI A.M., PACCIARDI L. - Monitoraggio di *Pinna nobilis* presso l'AMP delle Secche della Meloria 194

REDOLFI BRISTOL S., CAVRARO F., SCAPIN L., ZUCCHETTA M., FRANZOI P. - Distribution dynamics of *Sparus aurata* (Linnaeus, 1758) (Osteichthyes, Sparidae) juveniles in the northern sub-basin of the Venice lagoon 196

SCAPIN L., ZUCCHETTA M., FIORIN R., RICCATO F., FRANZOI P. - Habitat distribution in the Venice lagoon: is it relevant for artisanal fishery? 198

SIMEONE M., MASUCCI P. - Progetto "Sommergiamoci" nell'AMP Parco Sommerso di Gaiola 200

Tema
"La biologia marina in un mare che cambia"

Relazione introduttiva

ROSSI S. - Historical ecology, understanding the present panorama using past scenarios 203

Comunicazioni del Tema

ASNICAR D., MARIN M.G. - Effetti di un'esposizione a medio termine a condizioni di acidificazione nel riccio di mare *Paracentrotus lividus* - Risultati preliminari 212

AURIEMMA R., DE VITTOR C., ESPOSITO V., GAGLIOTI M., GAMBI M.C. - Motile fauna associated to *Cystoseira brachycarpa* (Phaeophyceae) along a gradient of ocean acidification at a CO_2 vent system off Panarea (Aeolian Islands, Italy)..... 216

AZZOLA A., BIANCHI C.N., MORRI C., MONTEFALCONE M. - Evoluzione delle scogliere coralligene di Punta Mesco: 60 anni di storia 220

BERNAT P., MOLINARI A., ROCCATAGLIATA S., COSTA S. - Guardiani della costa: la *citizen science* dal mare alla scuola..... 224

BETTI F., BO M., ENRICHETTI F., BAVESTRELLO G. - Idrozoi, sentinelle dei cambiamenti climatici sulle scogliere mediterranee 228

CARONNI S., CITTERIO S., GENTILI R., MACRI G., MONTAGNANI C., NAVONE A., PANZALIS P., PIAZZA G., CECCHERELLI G. - Il ruolo del pascolatore *Cerithium vulgatum* nelle fioriture della microalga invasiva *Chrysophaeum taylorii* 231

CAROPPO C., PORTACCI G., ALABISO G., GIANDOMENICO S., ODERMATT D., POLITI E., PHILIPSON P., BRUNO M. - Harmful algal blooms in an ancient shellfish farming site: evolution of the management strategies ... 235

FERRARIO J., ULMAN A., OCCHIPINTI AMBROGI A., BANDI A., BOGI C., PRINCISGH E., MARTINEZ-LAIZ G., MERLO G., SCRIBANO G., MARCHINI A. - High occurrence of non-indigenous species on recreational boat hulls in the Mediterranean Sea 239

GRAVINA M.F., BONIFAZI A., DEL PASQUA M., LEZZI M., VENTURA D., GIANGRANDE A. - La percezione del cambiamento nelle comunità bentoniche marine..... 243

LANGENECK J., LEZZI M., MALTAGLIATI F., CASTELLI A. - Integrative taxonomy as a tool to understand evolutionary processes in the Mediterranean Sea: lessons from polychaete worms..... 247

MANNINO A.M., BALISTRERI P. - Are Marine Protected Areas (MPAs) effective in protecting from invasive species? The case study of *Caulerpa cylindracea* Sonder (Caulerpales, Chlorophyta) at Egadi Islands MPA 251

OCCHIPINTI AMBROGI A., ANDALORO F., AZZURRO E., CARDECCIA A., CARNEVALI L., CASTELLI A., CECERE E., CERRI J., DONNARUMMA L., FERRARIO J., GENOVESI P., GIANGRANDE A., GRAVILI C., GRIECO F., LANGENECK J., MANCINELLI G., MASTROTOTARO F., MAZZIOTTI C., MISTRI M., MONTESANTO F., MUNARI C., ORSI RELINI L., PETROCELLI A., RELINI G., SFRISO A., MARCHINI A. - Prioritizzazione delle specie aliene marine italiane per l'implementazione di una lista di specie aliene invasive di rilevanza nazionale ai sensi del Regolamento EU 1143/2014 e del Decreto Legislativo 230/2017 255

SBRANA M., FIORENTINO F., MUSUMECI C., GAROFALO G., LANTERI L., LIGAS A., COLLOCA F. - Climate change, fishery and resources: the case of cold water species *Micromesistius poutassou* (Risso, 1827) (Pisces, Gadidae)..... 259

TIRALONGO F., MESSINA G., BRUNDO M.V., LOMBARDO B.M. - Il monitoraggio delle specie ittiche non indigene: potenzialità e percezione dell'invasione biologica da parte dei pescatori professionisti 263

Poster del Tema

BUOSI A., JUHMANI A.-S., WAHSHA M., TOMIO Y., WOLF M.A., SFRISO A. - Studio preliminare della biodiversità macrofitica in tre stazioni del Golfo di Aqaba (Giordania)..... 267

GAGLIOTI M., AURIEMMA R., DE VITTOR C., ESPOSITO V., TEIXIDO N., GAMBI M.C. - A pilot study on *Posidonia oceanica* features of a hydrothermal system off Panarea (Aeolian Islands, Italy) 269

GAMBI M.C., GAGLIOTI M., DEL PASQUA M., GIANGRANDE A. - Polychaetes and ocean acidification: a synthesis on taxonomic and functional biodiversity 271

GAZZOLA F., MARCHINI A., NANNINI M., PRINCISGH E., CERRATI G., ROMANELLI E., KOLZENBURG R., RAGAZZOLA F., LOMBARDI C. - Effetti del cambiamento climatico su *Ellisolandia elongata* e un suo 'mimic' artificiale: risultati preliminari su macro- e meiofauna associate..... 273

GRECH D., BELLUCCI A., BERTOLINO M., ROSSO A., GUALA I. - Massive stranding event of benthic species in the Gulf of Oristano (Sardinia, Italy) 275

GUGLIELMI M.V., ANCONA F.G., CAPEZZUTO F., TURSI A., MAIORANO P. - Il *marine litter* sui fondali del Mar Ionio: siti alternativi per lo *spawning* di specie demersali 277

LO BRUTTO S., IACIOFANO D., GALIL B. - Amphipod assemblage under the influence of desalination plants in the South-eastern Mediterranean..... 279

OPRANDI A., COSTA G., CASTELLANO M., PANSINI M., BERTOLINO M. - Studio delle comunità di spugne del passato utilizzando le spicole silicee intrappolate nella "matte" di *Posidonia oceanica* 281

RIGHI S., PREVEDELLI D., FAI S., SIMONINI R. - Dati preliminari sulla distribuzione di *Hermodice carunculata* (Amphinomida) lungo le coste italiane 283

SALA A., PREVEDELLI D., SIMONINI R., RIGHI S. - Tolleranze termiche di una popolazione mediterranea del verme di fuoco *Hermodice carunculata* (Annelida) 285

SAVINELLI B., GALASSO N.M., D'ANNA G., DI STEFANO G., PIPITONE C., PRADA F., VEGA FERNÁNDEZ T., ZENONE A., BADALAMENTI F., MUSCO L. - Wasting time handling waste: microplastics impair the feeding performance of a Mediterranean coral 287

Poster del Comitato Acquacoltura

BARILE N., D'ADAMO R., NARDELLA R., NERONE E., RECCHI S., SCOPA M., SILVESTRI F., FABBROCINI A. - Computer-assessed motility parameters of sperm from *Ostrea edulis* (L., 1758) reared in confined conditions 290

D'ADAMO R., PELOSI S., SANTUCCI A., SILVESTRI F., FABBROCINI A. - Effects of salinity on sperm motility pattern in the sea urchin *Sphaerechinus granularis* 292

MISTRI M., MUNARI C. - Effetti di uno "*storm-surge*" sulla mitilicoltura *off-shore* del Delta del Po 294

STABILI L., ACQUAVIVA M.I., ALABISO G., CECERE E., GERARDI C., NARRACCI M., PETROCELLI A., CAVALLO R.A. - Il progetto REMEDIA-Life: le macroalghe come biorimediatori e fonte di composti bioattivi 296

Poster del Comitato Benthos

BATTUELLO M., MUSSAT SARTOR R., NURRA N., PESSANI D. - I paguri di tre posidonieti in relazione a sito, fase e profondità di campionamento 298

BLASI F., BUZZI F., CECCHERELLI G., CITTERIO S., GENTILI R., MONTAGNANI C., PIAZZA G., PROVERA I., CARONNI S. - Relazioni competitive tra macroalghe del genere *Caulerpa* 300

BOTTINI B., MILAZZO M., CHEMELLO R. - Analisi della distribuzione delle biomasse vegetali e animali nei *reef* a vermeti 302

CHIMIENTI G., MONTESANTO F., PANETTA P. - Thyasiridae (Mollusca, Bivalvia) found in bathyal sediments of the Ionian Sea 304

COSTA G., BO M., GRINYÓ J., LO IACONO C., PANSINI M., BAVESTRELLO G., BERTOLINO M. - Studio preliminare della fauna a spugne, associata ai banchi di corallo bianco del Mare di Alboran 306

FERRIGNO F., APPOLLONI L., DI STEFANO F., DONNARUMMA L., RENDINA F., RUSSO G.F., SANDULLI R. - Caratterizzazione delle popolazioni di corallo rosso (*Corallium rubrum*) e del coralligeno nell'AMP Regno di Nettuno (Campania, Italia) 308

GAGLIOTI M., DIELI T., GAMBI M.C., CERRANO C. - What am I doing here? An unusual ecological context for a population of *Savalia savaglia* (Zoantharia) in the Ustica Island (Italy)..... 310

INFANTINI V., CORINALDESI C., RASTELLI E., MUNARI C. - Risultati preliminari sulla struttura e composizione della comunitá macrobentonica in due aree del Mare di Ross (Antartide)..... 312

MONTESANTO F., SALONNA M., VIARD F., TRAINITO E., GISSI C., MASTROTOTARO F. - Another *Ciona*-case (Tunicata, Ascidiacea)..... 314

MUNARI C., MISTRI M. - A new record of *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 along the Emilia-Romagna coast..... 318

PIAZZA G., BUZZI F., CARONNI S., CITTERIO S., PROVERA I., CHIMIENTI G. - Prime osservazioni sul *bloom* mucillaginoso dell'estate 2018 sui fondali a coralligeno delle Isole Tremiti..... 320

RUOCCO M., MARÍN-GUIRAO L., ENTRAMBASAGUAS L., PROCACCINI G. - Molecular response of the shoot-apical meristem to low-light intensity in *Posidonia oceanica*: a new early warning indicator? 322

SIDDIOLO C., CHEMELLO R. - Coral reefs analysis in Thailand using the Coral Condition Index (CCI) 324

TODARO M.A., DAL ZOTTO M., REBECCHI C. - Presenza del raro *Maccabeus tentaculatus* Por, 1973 (Priapulida) nel Mar Ligure..... 326

ZANETTI F., SIMONINI R., PREVEDELLI D., RIGHI S. - Funzione offensiva delle chete dorsali di *Hermodice carunculata* (Annelida) nell'interazione con attinie..... 328

Poster del Comitato Gestione e Valorizzazione della Fascia Costiera

BERNAT P., MOLINARI A., ROCCATAGLIATA S., COSTA S. - Guardiani della Costa: un progetto di *citizen science* per l'avvistamento di specie aliene lungo le coste italiane..... 330

FAGORZI C., CIOFINI A., BACCI G., MENGONI A., UGOLINI A. - Impatto portuale su Aree Marine Protette: analisi sul microbiota dei sedimenti antistanti il porto di Livorno 332

GALVAN T., VENDRAMINI A., CRUCIANI L., LAZZARINI R. - Strumenti innovativi nella gestione della piccola pesca artigianale costiera nel Compartimento Marittimo di Venezia..... 334

MALTAGLIATI F., DI MAGGIO M., BARBIERI M., ENGLEZOU C., CASTELLI A. - Genetica della conservazione di *Aphanius fasciatus* (Teleostei, Aphaniidae) a Cipro..... 336

POLA L., CALCINAI B., PICA D., TORSANI F., CERRANO C. - Erosion activity of polychaetes in the Adriatic Sea..... 338

PROVERA I., BUZZI F., CITTERIO S., CRIVELLARO J., DELARIA M.A., MANGIALAJO L., MANZOTTU G., NAVONE A., PIAZZA G., CARONNI S. - Studio pilota sulla presenza di microalghe potenzialmente tossiche del genere *Gonyaulax* nell'AMP Tavolara Punta Coda Cavallo 340

Poster del Comitato Necton e Pesca

ABRAS A., GARCÍA-MARÍN J.L., HERAS S., AGULLÓ M., VERA M., PLANELLA L., LANGENECK J., ROLDÁN M.I. - Accrescimento e demografia genetica dei maschi del gambero viola, *Aristeus antennatus*, in un'area di riproduzione 342

DONNALOIA M., CASCIARO L., ZUPA W., ARNESANO M., GAUDIO P., CARBONARA P. - New records of the alien species *Penaeus aztecus* (Decapoda: Penaeidae) in Ionian and South Adriatic seas 344

GANCITANO V., BADALUCCO C., CUSUMANO S., INGRANDE G., MILAZZO A., SCANNELLA D., SCIAGURA C., SINACORI G., VITALE S. - Reproductive pattern of *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) in the Strait of Sicily (central Mediterranean Sea) 346

GANCITANO V., CAMPANELLA N., FALSONE F., GANCITANO S., GERACI M.L., RIZZO P., TITONE A., BONO G. - Spawning period of *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) in the Strait of Sicily (central Mediterranean Sea) 348

GIOVANNELLI F., LANTERI L., GARIBALDI F. - Note preliminari su età e accrescimento di *Torpedo marmorata* Risso, 1810 (Chondrichthyes, Torpedinidae) in Mar Ligure 350

LIGAS A., DE CARLO F., MASSARO A., MUSUMECI C., ROSSETTI I., SARTINI M., SBRANA M., VIVA C., SARTOR P. - L'espansione della mazzancolla americana, *Penaeus aztecus* Ives, 1891, nel Mar Tirreno settentrionale e prima segnalazione della specie in Mar Ligure 352

MALTAGLIATI F., BARBIERI M. - Attacchi del pesce serra (*Pomatomus saltatrix*, Actinopterygii, Pomatomidae) sull'uomo 354

MASSARO A., DE CARLO F., ROSSETTI I., VANNUCCI A., DI STEFANO D., BARTOLI A., SARTOR P., BRAJON G. - Wedge clam (*Donax trunculus*, Linnaeus, 1758) fishing activity in the northern Tuscany coast 356

MASSI D., TITONE A., SINACORI G., FIORENTINO N., BADALUCCO C., FIORENTINO F. - Note sulla biologia di *Rondeletiola minor* e *Sepietta oweniana* (Cephalopoda, Sepiolidae) dello Stretto di Sicilia 358

MULAS A., BELLODI A., CAU A., CANNAS R., MARONGIU M.F., PESCI P., PORCU C., FOLLESA M.C. - First records of *Penaeus aztecus* Ives, 1891 (Decapoda, Penaeidae) in Sardinian waters (central-western Mediterranean).... 360

ROMANELLI M. - Nota sull'evoluzione recente del "pescaturismo" in Italia quale rilevabile da alcune fonti bibliografiche o di altra natura 362

SARTOR P., CARPENTIERI P., CERASI S., CRISCOLI A., DE CARLO F., MASSARO A., MUSUMECI C., VIVA C., PRETTI C. - Pot fishery for common octopus, *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797), in the coastal zone of the northern-central Tyrrhenian Sea 364

SILVESTRI R., CASSOLA F., VIVA C., VOLIANI A. - La pesca ricreativa con i palangari in due aree del Mar Ligure 369

SILVESTRI R., DE RANIERI S., SARTOR P., SBRANA M. - La pesca ricreativa e sportiva nel mare di Livorno 371

UNGARO N., PASTORELLI A., LEFONS F. - Influenza della dimensione di maglia di una rete ad imbrocco sulla selettività di alcune specie ittiche marine migranti nelle acque di transizione pugliesi 373

VALLISNERI M., MONTANINI S., BENNI E., STAGIONI M., RANDI M.R., VALDRÈ G. - Different otolith microstructure by sex at same length of European anchovy from Adriatic Sea 375

VIVA C., LIGAS A., DE CARLO F., MUSUMECI C., ROSSETTI I. - Discard vitality rates as a proxy of survival assessment in an otter trawl fishery (northern Tyrrhenian Sea)..... 377

Poster del Comitato Plancton

CARUSO G., AZZARO M., DELL'ACQUA O., LO GIUDICE A., FAZI S., CAROPPO C., AZZARO F., LA FERLA R., MAIMONE G., LAGANÁ P., MARINELLI F., BERINI F., BINDA E., RAFFA F., CHIANTORE M. - Microbial response to anthropic and natural forcings in two coastal Antarctic sites (Ross Sea) 379

CASABIANCA S., CAPELLACCI S., GIACOBBE M.G., DELL'AVERSANO C., TARTAGLIONE L., VARRIALE F., NARIZZANO R., RISSO F., MORETTO P., DAGNINO A., BERTOLOTTO R., BARBONE E., UNGARO N., PENNA A. - Plastic-associated harmful microalgal assemblages in marine environment 381

ESCALERA L., MANGONI O., BOLINESI F., SAGGIOMO M. - Changes in loricate choanoflagellates abundance during austral summer 2017 in the Ross Sea (Antarctica) 383

MANGONI O., SAGGIOMO M., BOLINESI F., CASTELLANO M., POVERO P., SAGGIOMO V., DiTULLIO G.R. - Fioritura estiva di *Phaeocystis antarctica* (Aptofite) in acque costiere stratificate (Baia Terra Nova, Mare di Ross)..... 385

Poster della Sessione Vari

BERNARDESCHI M., GUIDI P., SCARCELLI V., PALUMBO M., GENOVESE M., NIGRO M., CORSI I., PUNTA C., FRENZILLI G. - Use of a genotoxicity biomarker for the assessment of safety and remediation potential of cellulosic nanomaterials: an *in vivo* approach on *Mytilus galloprovincialis* 387

DE MARCHI L., OLIVA M., CUCCARO A., MONNI G., FREITAS R., CASU V., CALIANI I., FOSSI M.C., CASINI S., PACCIARDI L., FRATINI S., BARATTI M., PRETTI C. - Ecotoxicity of copper to larval stages of the marbled rock crab *Pachygrapsus marmoratus* (Fabricius, 1787) 389

MORRONI L., BROCCOLI A., PELLEGRINI D., SARTORI D. - Effetti della salinità sulla tossicità del rame in embrioni di *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) e *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758) (Echinodermata: Echinoidea) 391

PERRICONE V., MARMO F., GLORIA A., LANGELLA C., PONTILLO G., DE STEFANO M., CANDIA CARNEVALI M.D. - Constructional design of sea urchin test: in progress study for promising biomimetic applications 393

REBOA A., LOSORGIO S., VIOLA L., NOVELLI M., CAPELLO M., MANDICH A., CUTRONEO L. - Preliminary study of splenic, renal and hepatic Melano-Macrophage Centers in fishes in the Gulf of Tigullio (Ligurian Sea) . 395

TOMIO Y., BUOSI A., JUHMANI A.-S., SFRISO A.A. - Studio preliminare sui contenuti di carbonio, azoto e fosforo di due specie di fanerogame acquatiche della famiglia Zosteraceae (*Zostera marina* e *Zostera noltei*) nella laguna di Venezia 397

8° Workshop del Gruppo Cetacei

"Monitoraggio dei Cetacei: nuove necessità e prospettive in un mondo che cambia"

Comunicazioni

ARCANGELI A., AISSI M., ATZORI F., AZZOLIN M., CAMPANA I., CAROSSO L., CROSTI R., DAVID L., Di MEGLIO N., FRAU F., GARCÍA GARIN O., GIACOMA C., GREGORIETTI M., MARTÍN MORENO E., MAZZUCATO V., MOULIN A., PARABOSCHI M., PELLEGRINO G., ROSSO M., ROUL M., SARÀ G., SCUDERI A., TEPSICH P., TRINGALI M., VIGHI M. - Fixed Line Transect Mediterranean monitoring Network (FLT MED Net), an international collaboration for long term monitoring of macro-mega fauna and main threats 400

CAROSSO L., ARCANGELI A., CERRI F., CROSTI R., GREGORIETTI M., LUPERINI C., MAZZUCATO V., MUZI E., CASTELLI A. - The northern Tyrrhenian Sea, an important transit area for the Mediterranean fin whale 402

GNONE G., BELLINGERI M., GILI C. - Il progetto TursioMed: un network mediterraneo per lo studio del tursiope (*Tursiops truncatus*) 404

DE SANTIS V., AZZELLINO A., LANFREDI C., AIROLDI S. - Stima di abbondanza assoluta della popolazione di tursiope (*Tursiops truncatus*) nella porzione occidentale del Santuario Pelagos 406

MINGOZZI M., SALVIOLI F., SERAFINO F., NUTI S. - Utilizzo della tecnologia radar per il monitoraggio del tursiope (*Tursiops truncatus*) all'interno dell'Area Marina Protetta delle Cinque Terre 408

ARMENIO M., FIORI C., ALESSI J., MANDICH A., PAOLI C., WURTZ M., VASSALLO P. - Stima dell'abbondanza di *Stenella coeruleoalba* nel Mar Ligure (metodo Delta-GAM) 410

AZZOLIN M., BUONINSEGNI J., CROSTI R., GIACOMA C., GIOVANNINI A., RAMAZIO M., SAINTIGNAN S., ZAMPOLLO A., ARCANGELI A. - Striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) distribution in the Adrion Region (Adriatic and Ionian seas in relation with environmental and anthropogenic variables 412

GRATTAROLA C., BALLARDINI M., PAUTASSO A., IULINI B., VARELLO K., BOZZETTA E., GIORDA F., BERIO E., GALLINA S., ROMANO A., GORIA M., PELETTO S., MASOERO L., SERRACCA L., DONDO A., ZOPPI S., GARIBALDI F., SCAGLIONE F.E., DI FRANCESCO C.E., MARSILI L., CONSALES G., GAROFOLO G., RAMON E., DI GUARDO G., MIGNONE W., CASALONE C. - Cetacei spiaggiati in Liguria e contaminazione da patogeni emergenti e inquinanti immunotossici: una minaccia per il Santuario Pelagos 414

MANCUSI C., MARSILI L., TERRACCIANO G., NICOLOSI P., VENTRELLA S. - L'attività di monitoraggio degli spiaggiamenti in Toscana: campionamenti, ricerca e valorizzazione dei reperti 416

MARSILI L., D'AGOSTINO A. - Cambia il mondo, cambia la Terra… ed il mare pure! SToP (Studi Tossicologici Previsionali) per la conservazione dei cetacei 418

Poster

FANIZZA C., RIZZO A., MAGLIETTA R., RENÒ V., POLLAZZON V., BELLOMO S., CRUGLIANO R., SANTACESARIA F.C., GUGLIELMI M.V., RICCI P., CIPRIANO G., CARLUCCI R. - Injuries and mutilations observed in dolphins in the Gulf of Taranto 420

FANIZZA C., SANTACESARIA F.C., ANCONA F.G., BELLOMO S., CIPRIANO G., CRUGLIANO R., MAGLIETTA R., POLLAZZON V., RENÒ V., RICCI P., RIZZO A., CARLUCCI R. - Occurrence records of *Delphinus delphis*, Linnaeus, 1758 in the Gulf of Taranto (northern Ionian Sea, central-eastern Mediterranean Sea) 422

RENÒ V., COLELLA R., NITTI M., STELLA E., FANIZZA C., CIPRIANO G., CARLUCCI R., MAGLIETTA R. - Advances on photo-identification of Risso's dolphin based on computer-aided innovative approaches 424

ZIMMITTI M., FAVARO L. - Attività anticipatoria in un gruppo di tursiopi *ex-situ*: implicazioni per la gestione ed il benessere 426

VIOLI B., BONATO M., ADAM O., RAZIK J., MALIGE F., PATRIS J., MORGAN I., WHITE P.R., GRIDLEY T., ELWEN S., INTECA G.E., SALOMA A., WAMBERGUE B., DENIS B., TROTMAN F., MWANG'OMBE M., MANDICH A., SOUSA-LIMA R., DJOKIC D., GLOTIN H. - Songs: first acoustic assessment of songs emitted by the humpback whale (*Megaptera novaeangliae* Borowski, 1781) population from South western Indian Ocean 428

INDICE per AUTORI

A

ABRAS A. 342
ACETO S. 182
ACQUAFREDDA A. 148
ACQUAVIVA M.I. 296
ADAM O. 428
AGULLÓ M. 342
AIROLDI S. 406
AISSI M. 400
ALABISO G. 235, 296
ALESSI J. 410
ALVAREZ RAYA C. 57
ANCONA F.G. 277, 422
ANDALORO F. 255
APPOLLONI L. 85, 184, 186, 308
ARCANGELI A. 99, 400, 402, 412
ARDIZZONE G.D. 95, 127
ARDUINI D. 53
ARIENZO M. 87
ARMENIO M. 410
ARNESANO M. 344
ASNAGHI V. 152
ASNICAR D. 212
ASSENZO M. 132
ATZORI F. 73, 111, 400
AURIEMMA R. 216, 269
AZZARO F. 379
AZZARO M. 379
AZZELLINO A. 406
AZZENA I. 121
AZZOLA A. 220
AZZOLIN M. 400, 412
AZZURRO E. 255

B

BACCI G. 332
BACCI T. 73, 132
BADALAMENTI F. 287
BADALUCCO C. 346, 358
BALESTRI E. 180
BALISTRERI P. 251
BALLARDINI M. 414
BALLESTEROS E. 160
BANDI A. 239
BARATTI M. 389
BARBIERI M. 336, 354
BARBONE E. 97, 381
BARILE N. 290
BARNABA S. 180
BARTOLI A. 356
BATTUELLO M. 45, 298
BAVA S. 188
BAVESTRELLO G. 49, 156, 228, 306
BELCARI D. 176
BELLINGERI M. 404
BELLODI A. 360
BELLOMO S. 420, 422
BELLUCCI A. 275
BELLUCCI F. 91
BELLUSCIO A. 95, 127
BENEDETTI-CECCHI L. 160
BENNI E. 375
BERINI F. 379
BERIO E. 414
BERNARDESCHI M. 387
BERNARDI M. 45
BERNAT P. 224, 330
BERTASI F. 132
BERTOLINO M. 275, 281, 306
BERTOLOTTO R. 381
BETTI F. 49, 156, 228
BEVILACQUA S. 136
BIANCHI C.N. 69, 113, 220
BIANCHI V. 61, 103, 119
BIASCO A. 85
BINDA E. 379
BLASI F. 300
BO M. 49, 156, 228, 306
BOGI C. 239
BOLINESI F. 87, 383, 385
BONATO M. 428
BONIFAZI A. 127, 243
BONO G. 348
BONOMETTO A. 140
BONTÀ PITTALUGA G. 65
BORGHESE J. 53
BOSCOLO R. 140

BOTTINI B. 302
BOZZETTA E. 414
BRAJON G. 356
BROCCOLI A. 391
BRUNDO M.V. 263
BRUNDU G. 57
BRUNO M. 235
BULLERI C. 132
BUONINSEGNI J. 412
BUONOCORE E. 164
BUOSI A. 109, 140, 267, 397
BUTTINO I. 89
BUZZI F. 300, 320, 340

C

CADONI N. 111
CALCINAI B. 338
CALIANI I. 91, 389
CALVO S. 132
CAMPANA I. 400
CAMPANELLA N. 348
CANDIA CARNEVALI M.D. 393
CANESE S. 156
CANESSA M. 49
CANNAS R. 360
CAPELLACCI S. 381
CAPELLO M. 395
CAPEZZUTO F. 277
CAPPANERA V. 129, 188
CARBONARA P. 144, 344
CARDECCIA A. 255
CARELLA F. 182
CARLIG E. 81
CARLUCCI R. 420, 422, 424
CARLUCCIO A. 93
CARNEVALI L. 255
CARONNI S. 231, 300, 320, 340
CAROPPO C. 235, 379
CAROSSO L. 400, 402
CARPENTIERI P. 364
CARUSO G. 379
CASABIANCA S. 381
CASALONE C. 414
CASCIARO L. 144, 344
CASINI S. 91, 389
CASOLI E. 95, 127
CASSOLA F. 369
CASTELLANO M. 281, 385
CASTELLI A. 247, 255, 336, 402
CASU M. 101, 121, 192
CASU V. 389
CATTANEO-VIETTI R. 49, 129
CAU A. 360
CAVALLO R.A. 296
CAVRARO F. 196
CEBRIAN E. 160
CECCARELLI C. 194
CECCHERELLI G. 111, 160, 231, 300
CECCHI E. 73, 111, 113, 132
CECERE E. 255, 296
CERASI S. 364
CERRANO C. 310, 338
CERRATI G. 273
CERRI F. 402
CERRI J. 255
CERVELLA P. 45
CHEMELLO R. 302, 324
CHIANTORE M. 152, 188, 379
CHIMIENTI G. 97, 148, 304, 320
CICCOLELLA A. 144
CINTI M.F. 111
CIOFINI A. 332
CIORCIARO D. 85
CIPRIANO G. 420, 422, 424
CITTERIO S. 231, 300, 320, 340
COLELLA R. 424
COLLOCA F. 259
CONSALES G. 414
CORINALDESI C. 312
CORRADI D. 99
CORSI I. 387
COSSU P. 101, 121, 192
COSTA G. 281, 306
COSTA S. 224, 330
CRISCOLI A. 364
CRIVELLARO J. 340
CROSTI R. 99, 400, 402, 412
CRUCIANI L. 334
CRUGLIANO R. 420, 422
CUCCARO A. 65, 389
CURINI-GALLETTI M. 121
CUSUMANO S. 346
CUTRONEO L. 395

D

D'ADAMO R. 290, 292
DAGNINO A. 81, 188, 381
D'AGOSTINO A. 418
D'ALELIO D. 172
DAL ZOTTO M. 103, 326
D'ANNA G. 287
DAPUETO G. 129
DAVID L. 400
DE BIASI A.M. 61, 103, 119, 194
DE CARLO F. 352, 356, 364, 377
DE FRANCO F. 144
DE GIOSA F. 148
DEIDUN A. 160
DE LA FUENTE G. 152
DELARIA M.A. 340
DE LEO F. 160
DELL'ACQUA O. 379
DELL'AVERSANO C. 381
DEL PASQUA M. 53, 243, 271
DE MARCHI L. 65, 389
DENIS B. 428
DE RANIERI S. 371
DE SANTIS V. 406
DE STEFANO M. 393
DE VICO G. 182
DE VITTOR C. 216, 269
DI BLASI D. 81
DIELI T. 310
DI FRANCESCO C.E. 414
DI GUARDO G. 414
DI MAGGIO M. 336
Di MEGLIO N. 400
DI MUZIO G. 45
DI NOI A. 91
DI NUZZO F. 132
DI STEFANO D. 356
DI STEFANO F. 85, 117, 186, 308
DI STEFANO G. 287
DiTULLIO G.R. 385
DJOKIC D. 428
DOMINGUEZ-CARRIO C. 156
DONADIO C. 87
DONDO A. 414
D'ONGHIA G. 93
DONNALOIA M. 144, 344
DONNARUMMA L. 184, 186, 255, 308

E

ELWEN S. 428
ENGLEZOU C. 336
ENRICHETTI F. 156, 228
ENTRAMBASAGUAS L. 322
ESCALERA L. 383
ESPOSITO V. 216, 269

F

FABBRIZZI E. 160
FABBROCINI A. 290, 292
FACCA C. 140
FAGORZI C. 332
FAI S. 283
FALACE A. 97, 136, 152, 160
FALSONE F. 348
FANCIULLI G. 129
FANIZZA C. 420, 422, 424
FARINA S. 57
FAVARO L. 426
FAZI S. 379
FERRANTI M.P. 188
FERRARA L. 87
FERRARIO J. 125, 239, 255
FERRIGNO F. 85, 117, 184, 308
FIORENTINO F. 259, 358
FIORENTINO N. 358
FIORI C. 410
FIORIN R. 198
FLORIS R. 105
FOIS N. 105, 192
FOLLESA M.C. 360
FORNIZ C. 81
FOSSI M.C. 91, 389
FRAISSINET S. 160
FRANZESE P.P. 164
FRANZOI P. 77, 140, 196, 198
FRASCHETTI S. 97, 160
FRATINI S. 91, 389
FRAU F. 111, 400
FREITAS R. 65, 389
FRENZILLI G. 387
FRONDA D. 186
FURFARO G. 107

G

GAGLIOTI M. 216, 269, 271, 310
GAINO F. 188
GALASSO N.M. 287
GALIL B. 279
GALLINA S. 414
GALVAN T. 334
GAMBI M.C. 216, 269, 271, 310
GANCITANO S. 348
GANCITANO V. 346, 348
GARCÍA GARIN O. 400
GARCÍA-MARÍN J.L. 342
GARIBALDI F. 350, 414
GAROFALO G. 259
GAROFOLO G. 414
GATTI G. 73
GAUDIO P. 344
GAZALE V. 101, 121
GAZZOLA F. 273
GENNARO P. 73, 111, 113, 132
GENOVESE M. 387
GENOVESI P. 255
GENTILI R. 231, 300
GERACI M.L. 348
GERARDI C. 296
GHIGLIOTTI L. 81
GIACOBBE M.G. 381
GIACOMA C. 400, 412
GIANDOMENICO S. 235
GIANGRANDE A. 53, 243, 255, 271
GIANNETTI M. 61, 103, 119
GILI C. 404
GIOMMI C. 160
GIORDA F. 414
GIOVANNELLI F. 350
GIOVANNINI A. 412
GISSI C. 314
GLORIA A. 393
GLOTIN H. 428
GNONE G. 404
GORIA M. 414
GRATTAROLA C. 414
GRAVILI C. 255
GRAVINA M.F. 3, 127, 243
GRECH D. 57, 190, 275
GREGORIETTI M. 400, 402
GRIDLEY T. 428
GRIECO F. 255
GRINYÓ J. 306
GRIONI A. 125
GUALA I. 57, 73, 275
GUARNIERI G. 160
GUGLIELMI M.V. 277, 420
GUIDETTI P. 144
GUIDI P. 387
GUIDONI C. 85

H

HAY MELE B. 172
HERAS S. 342

I

IACIOFANO D. 279
IARIA C. 182
INFANTINI V. 312
INGRANDE G. 346
INTECA G.E. 428
IULINI B. 414

J

JUHMANI A.-S. 109, 123, 267, 397

K

KALEB S. 97, 152
KARAYALI O. 69
KEPPEL E. 125
KOLZENBURG R. 273
KOZINKOVA L. 65

L

LA FERLA R. 379
LAGANÁ P. 379
LAI T. 101, 121
LANFREDI C. 406
LANGELLA C. 393
LANGENECK J. 176, 247, 255, 342
LANTERI L. 259, 350

LA PORTA B. 132
LARDICCI C. 180
LAZZARINI R. 334
LEFONS F. 373
LEMBO G. 144
LEZZI M. 243, 247
LICCIANO M. 53
LIGAS A. 119, 259, 352, 377
LIPEJ L. 168
LO BRUTTO S. 279
LO GIUDICE A. 379
LO IACONO C. 306
LOMBARDI C. 125, 273
LOMBARDO B.M. 263
LOSORGIO S. 395
LUPERINI C. 402

M

MAČIĆ V. 160
MACRI G. 231
MAGLIETTA R. 420, 422, 424
MAGRI M. 89, 194
MAIMONE G. 379
MAIORANO P. 93, 277
MALIGE F. 428
MALTAGLIATI F. 176, 247, 336, 354
MANCA S. 192
MANCINELLI G. 255
MANCINI G. 95, 127
MANCUSI C. 132, 416
MANDICH A. 395, 410, 428
MANGIALAJO L. 160, 340
MANGONI O. 87, 383, 385
MANNINO A.M. 160, 251
MANZINI C. 65
MANZOTTU G. 101, 340
MARCHINI A. 125, 239, 255, 273
MARCIA P. 101, 121
MARIN M.G. 212
MARINELLI F. 379
MARÍN-GUIRAO L. 322
MARINO F. 182
MARINO G. 73
MARIOTTINI P. 107
MARMO F. 393
MARONGIU M.F. 360
MARSILI L. 414, 416, 418
MARTÍN MORENO E. 400
MARTINEZ-LAIZ G. 239
MASALA M. 57
MASOERO L. 414
MASSA F. 129
MASSARO A. 352, 356, 364
MASSI D. 358
MASTASCUSA V. 186
MASTROTOTARO F. 97, 148, 255, 314
MASUCCI P. 200
MATRONE A. 186
MAZZIOTTI C. 255
MAZZUCATO V. 400, 402
MENCHELLI S. 176
MENGONI A. 332
MENICAGLI V. 180
MERLO G. 239
MEROTTO L. 129
MESSINA G. 263
MIGNONE W. 414
MILAZZO A. 346
MILAZZO M. 302
MINGOZZI M. 408
MISTRI M. 168, 255, 294, 318
MOLINARI A. 224, 330
MONNI G. 389
MONTAGNANI C. 231, 300
MONTANINI S. 375
MONTEFALCONE M. 69, 73, 113, 220
MONTEGGIA D. 188
MONTESANTO F. 255, 304, 314
MORETTO P. 188, 381
MORGAN I. 428
MORRI C. 69, 113, 220
MORRONI L. 391
MOULIN A. 400
MULAS A. 360
MUNARI C. 255, 294, 312, 318
MURA L. 192
MUSCO L. 287
MUSSAT SARTOR R. 45, 298
MUSUMECI C. 259, 352, 364, 377
MUZI E. 402
MWANG'OMBE M. 428

N

NANNINI M. 125, 273
NARDELLA R. 290
NARIZZANO R. 381
NARRACCI M. 296
NAVONE A. 49, 57, 231, 340
NERONE E. 290
NICOLOSI P. 416
NIGRO M. 387
NITTI M. 424
NOVELLI M. 395
NURRA N. 45, 298
NUTI S. 61, 408

O

OCCHIPINTI AMBROGI A. 125, 239, 255
ODERMATT D. 235
OLIVA M. 65, 194, 389
OPRANDI A. 69, 281
ORASI A. 99
ORSI RELINI L. 255
OSELLADORE F. 140

P

PACCIARDI L. 103, 194, 389
PALUMBO M. 387
PAMPALONE V. 132
PANETTA P. 304
PANSINI M. 281, 306
PANZALIS P. 49, 57, 101, 231
PAOLI C. 129, 410
PARABOSCHI M. 400
PARODI V. 188
PASSARELLI A. 87
PASTORELLI A. 373
PATRIS J. 428
PAUTASSO A. 414
PELETTO S. 414
PELLEGRINI D. 391
PELLEGRINO G. 400
PELOSI S. 292
PENNA A. 381
PENNA M. 73, 111, 132
PERRICONE V. 393
PERTUSATI M. 103, 194
PESCI P. 360
PESSANI D. 45, 298
PETRELLI A. 176
PETROCELLI A. 255, 296
PHILIPSON P. 235
PIAZZA G. 231, 300, 320, 340
PIAZZI A. 132
PIAZZI L. 73, 111, 113, 132
PICA D. 338
PIPITONE C. 287
PIRÉS A. 65
PITACCO V. 168
PLANELLA L. 342
POLA L. 338
POLITI E. 235
POLLAZZON V. 420, 422
PONIS E. 140
PONTILLO G. 393
PORCHERA A. 194
PORCU C. 360
PORTACCI G. 235
POVERO P. 129, 385
PRADA F. 287
PRESUTTI C. 81
PRETTI C. 41, 65, 91, 364, 389
PREVEDELLI D. 283, 285, 328
PRINCISGH E. 239, 273
PROCACCINI G. 322
PROVERA I. 300, 320, 340
PUNTA C. 387

R

RAFFA F. 379
RAGAZZOLA F. 273
RAIMONDI V. 132
RAMAZIO M. 412
RAMDANI M. 160
RAMON E. 414
RANDI M.R. 375
RASTELLI E. 312
RAZIK J. 428
REBECCHI C. 103, 326
REBOA A. 395
RECCHI S. 290
REDOLFI BRISTOL S. 196

RELINI G. 7, 255
RENDINA F. 85, 117, 184, 308
RENÒ V. 420, 422, 424
REPETTO M.F. 125
RICCATO F. 198
RICCI P. 420, 422
RIGHI S. 283, 285, 328
RIGO I. 69
RILOV G. 160
RINDI F. 176
RINDI L. 160
RISSO F. 381
RIZZO A. 420, 422
RIZZO L. 97, 160
RIZZO P. 348
ROCCATAGLIATA S. 224, 330
ROLDÁN M.I. 342
ROMANELLI E. 273
ROMANELLI M. 362
ROMANO A. 186, 414
ROSELLI C. 57
ROSSETTI I. 352, 356, 377
ROSSI S. 203
ROSSO A. 275
ROSSO M. 400
ROUL M. 400
RUIZ G. 125
RUOCCO M. 322
RUSSO G.F. 85, 117, 164, 308
RUSSO L. 172

S

SAGGIOMO M. 87, 383, 385
SAGGIOMO V. 385
SAINTIGNAN S. 412
SALA A. 285
SALOMA A. 428
SALONNA M. 314
SALVIOLI F. 61, 408
SANDULLI R. 85, 117, 184, 308
SANNA D. 101, 121
SANNA G. 105
SANTACESARIA F.C. 420, 422
SANTUCCI A. 292
SARÀ G. 160, 400
SARTINI M. 119, 352
SARTOR P. 352, 356, 364, 371
SARTORETTO S. 73
SARTORI D. 391
SAVINELLI B. 287
SBRANA M. 259, 352, 371
SCAGLIONE F.E. 414
SCANNELLA D. 346
SCAPIN L. 140, 196, 198
SCARCELLI V. 387
SCARDI M. 132, 160
SCARPA F. 101, 121
SCIAGURA C. 346
SCOPA M. 290
SCRIBANO G. 239
SCUDERI A. 400
SECHI S. 101, 121
SERAFINO F. 408
SERENA F. 73, 89, 113
SERRA S. 192
SERRACCA L. 414
SFRISO A. 77, 140, 255, 267
SFRISO A.A. 77, 109, 123, 397
SIDDIOLO C. 324
SILVESTRI F. 290, 292
SILVESTRI R. 369, 371
SIMEONE M. 200
SIMONINI R. 283, 285, 328
SINACORI G. 346, 358
SION L. 93
SOUSA-LIMA R. 428
SOUSSI J.B. 160
SOZZI F. 132
SPEDICATO M.T. 144
STABILI L. 296
STAGIONI M. 375
STANISLAO C. 87
STELLA E. 424

T

TAMBURINI M. 125
TARGUSI M. 132
TARTAGLIONE L. 381
TASKIN E. 160
TEIXIDO N. 269
TEMPESTI J. 176
TEPSICH P. 400

TERLIZZI A. 136
TERRACCIANO G. 416
TIRALONGO F. 263
TITONE A. 348, 358
TIXI L. 188
TODARO M.A. 103, 326
TOMA M. 156
TOMASELLO A. 132
TOMASSETTI P. 132
TOMIO Y. 109, 123, 267, 397
TORSANI F. 338
TRABUCCO B. 73, 111
TRAINITO E. 49, 107, 314
TRIFUOGGI M. 87
TRINGALI M. 400
TROTMAN F. 428
TURSI A. 97, 277

U

UGLAND K.I. 136
UGOLINI A. 332
ULMAN A. 239
UNGARO N. 97, 373, 381

V

VACCHI M. 81
VALDRÈ G. 375
VALERANI C. 188
VALIANTE L.M. 132
VALLERINI F. 180
VALLISNERI M. 375
VANNUCCI A. 356
VARELLO K. 414
VARRIALE F. 381
VASSALLO P. 129, 410
VEGA FERNÁNDEZ T. 287
VENDRAMINI A. 334
VENTRELLA S. 416
VENTURA D. 95, 127, 243
VENTURINI S. 129
VERA M. 342
VEZZI A. 109
VIARD F. 314
VIEIRA SANCHES M. 65
VIGHI M. 400
VIOLA L. 395
VIOLI B. 428
VITALE M. 91
VITALE S. 346
VIVA C. 352, 364, 369, 377
VOLIANI A. 369

W

WAHSHA M. 109, 267
WAMBERGUE B. 428
WHITE P.R. 428
WOLF M.A. 77, 109, 267
WURTZ M. 410

Z

ZAMPOLLO A. 412
ZANELLO A. 101, 121
ZANETTI F. 328
ZENONE A. 132, 287
ZIMMITTI M. 426
ZOPPI S. 414
ZUCCHETTA M. 196, 198
ZUPA W. 144, 344

HANNO PARTECIPATO A QUESTO VOLUME IN QUALITÀ DI REFEREE:

ADDIS Pierantonio
AIROLDI Sabina
ARCANGELI Antonella
ARIZZA Vincenzo
ASNAGHI Valentina
AZZELLINO Arianna
BADALAMENTI Fabio
BALLARDINI Marco
BAVESTRELLO Giorgio
BELLINGERI Michela
BELLUSCIO Andrea
BENEDETTI-CECCHI Lisandro
BEVILACQUA Stanislao
BIANCHELLI Silvia
BIANDOLINO Francesca
BO Marzia
BRUNDU Gianni
BUTTINO Isabella
CABRINI Marina
CALCINAI Barbara
CALTAVUTURO Giovanni
CANGINI Monica
CARBONARA Pierluigi
CARDUCCI Annalaura
CARIANI Alessia
CARLUCCI Roberto
CARONNI Sarah
CAROPPO Carmela
CASOLI Edoardo
CASTELLI Alberto
CECCHERELLI Giulia
CERRANO Carlo
CHEMELLO Renato
CHIANTORE Mariachiara
CHIMIENTI Giovanni
CIRIACO Saul
CORMACI Mario
CORSOLINI Simonetta
CRISCOLI Alessandro
CUCCU Danila
DE BIASI Anna Maria
DE CARLO Francesco
DE LA FUENTE Gina
DELARIA Marianna
DELFINO Giovanni
DELL'ACQUA Ombretta
DEL PASQUA Michela
FALACE Annalisa
FARINA Simone
FAVARO Livio
FIORENTINO Fabio
FOLLESA Maria Cristina
FRANZESE Pier Paolo
FRATINI Sara
FROGLIA Carlo
GAMBARDELLA Chiara
GAMBI Maria Cristina
GARIBALDI Fulvio
GIANGRANDE Adriana
GILI Claudia
GNONE Guido
GONNELLI Cristina
GRAVILI Cinzia
GRAVINA Maria Flavia
GUARNIERI Giuseppe
LA VALLE Paola
LANGENECK Joachim
LANTERI Luca
LARDICCI Claudio
LEMBO Giuseppe
LEZZI Marco
LICCIANO Margherita
LIGAS Alessandro
LOMBARDI Chiara
LONGO Caterina
LUCCHETTI Alessandro
MAGGI Elena
MAIORANO Porzia

MALTAGLIATI Ferruccio
MANCUSI Cecilia
MANGIALAJO Luisa
MARCHINI Agnese
MARTELLINI Tania
MASSARO Andrea
MASTROTOTARO Francesco
MIGNONE Walter
MILAZZO Marco
MISTRI Michele
MONTEFALCONE Monica
MORRI Carla
MUNARI Cristina
MUSSI Barbara
NICOLETTI Luisa
OCCHIPINTI Anna
OLIVA Matteo
OLIVERIO Marco
PACCIARDI Lorenzo
PAPINI Alessio
PAVAN Michela
PEIRANO Andrea
PENNA Antonella
PETROCELLI Antonella
PIAZZI Luigi
PODESTÀ Michela
PROCACCINI Gabriele
PUCE Stefania
PUSCEDDU Antonio
RINDI Fabio
ROMANELLI Michele
ROSSI Sergio
RUBINO Fernando
SABATINI Andrea
SANDULLI Roberto
SANNA Daria
SARTOR Paolo
SBRANA Mario
SCANU Martina
SEMPRUCCI Federica
SERENA Fabrizio
SFRISO Adriano
SION Letizia
TEPSICH Paola
TERLIZZI Antonio
TIRALONGO Francesco
TODARO Antonio
TUNESI Leonardo
UGOLINI Alberto
VITALE Sergio
VIVA Claudio
VIZZINI Salvatrice
VOLIANI Alessandro

FINITO DI STAMPARE NEL MESE DI DICEMBRE 2019
DA ERREDI GRAFICHE EDITORIALI - GENOVA

S.I.B.M. – SOCIETÁ ITALIANA DI BIOLOGIA MARINA / *ITALIAN SOCIETY FOR MARINE BIOLOGY*

Cod. Fisc. 00816390496 – Cod. Anagrafe Ricerca 307911FV

Sede legale/*Headquarters* c/o Acquario Comunale, Piazzale Mascagni 1 – 57127 Livorno

BREVE STORIA DELLA S.I.B.M. (SOCIETÁ ITALIANA DI BIOLOGIA MARINA - ONLUS)

La Società Italiana di Biologia Marina (SIBM) è stata fondata il 4 giugno 1969 a Livorno presso il cui Acquario Comunale si trova la sede legale.

L'associazione è una ONLUS dal 1998 ed ha per scopo principale la tutela e la valorizzazione della natura ed in particolare dell'ambiente marino e del suo biota. Fin dalla fondazione la SIBM ha promosso studi sulla vita marina, anche organizzando e coordinando gruppi di ricerca e campagne in mare in tutte le acque italiane. Un costante sforzo viene profuso nella diffusione delle conoscenze scientifiche di base ed applicate e nella promozione dell'educazione e sensibilizzazione sulle problematiche della vita nell'ambiente marino, anche organizzando riunioni, congressi, tavole rotonde e pubblicando appositi volumi a carattere scientifico. L'attività della SIBM è coordinata da un Consiglio Direttivo, composto da Presidente, vice Presidente, Segretario più altri quattro membri. Nell'ambito della Società ci sono cinque Comitati scientifici, ciascuno coordinato da un direttivo composto dal Presidente, Segretario e quattro membri.

A SHORT HISTORY OF S.I.B.M. (ITALIAN SOCIETY FOR MARINE BIOLOGY - ONLUS)

The Italian Society for Marine Biology (SIBM) was founded the 4th June 1969 in Livorno, the registered office of SIBM was at Aquarium of Livorno (Piazzale Mascagni, 1).

The Association is an ONLUS (like registered charity) since 1998 and has the main aim to promote the conservation and valorisation of nature and in particular of the marine environment and biota. Since its foundation SIBM has promoted studies on marine life also organizing coordinated groups of researchers and surveys in all Italian seas. A constant effort is done to diffuse basic and applied technical and scientific knowledge to promote education and awareness on marine life also organizing meetings, congresses, workshops and publishing scientific papers and volumes. Each year a congress and at least a General Assembly is organized in different sites and Proceedings are published.

The activity of SIBM is managed by the Council Board, composed by the President, the vice President, the Secretary and four Councilmen, elected every three years. Inside SIBM there are five Committees, each chaired by a President, Secretary and four Council Members.

CONSIGLIO DIRETTIVO (in carica fino al dicembre 2021)/*COUNCIL BOARD (in charge until December 2021)*

Giovanni RUSSO – Presidente/*President*

Carmela CAROPPO – Vice Presidente/*Vice President*
Giorgio BAVESTRELLO – Segretario Tesoriere/*Secretary*
Olga MANGONI – Consigliere/*Member*
Roberto SANDULLI – Consigliere/*Member*
Michele SCARDI – Consigliere/*Member*
Antonio TERLIZZI - Consigliere/*Member*

Giulio RELINI - Presidente Onorario/*Honorary President*

PRESIDENTI E SEGRETARI DEI 5 COMITATI SCIENTIFICI/
PRESIDENTS AND SECRETARIES OF 5 SCIENTIFIC COMMITTEES

BENTHOS
(Benthos)
Francesco MASTROTOTARO (Pres.)
Giovanni CHIMIENTI (Segr.)

PLANCTON
(Plankton)
Antonella PENNA (Pres.)
Maria SAGGIOMO (Segr.)

NECTON e PESCA
(Necton & Fishery)
Mario SBRANA (Pres.)
Maria Cristina FOLLESA (Segr.)

ACQUACOLTURA
(Aquaculture)
Mariachiara CHIANTORE (Pres.)
Gabriella CARUSO (Segr.)

GESTIONE e VALORIZZAZIONE
della FASCIA COSTIERA
(Management of the Coastal Zone)
Adriana GIANGRANDE (Pres.)
Sarah CARONNI (Segr.)

Segreteria Tecnica ed Amministrazione/*Technical and Administrative Secretariat*

c/o DISTAV, Università di Genova – Viale Benedetto XV, 3 – 16132 GENOVA
e-mail sibmzool@unige.it
G. RELINI
tel. e fax 0039 010 3533016

web site www.sibm.it
E. MASSARO, S. QUEIROLO, R. SIMONI
tel. e fax 0039 010 357888

ISSN 1123-4245

€ 45,00