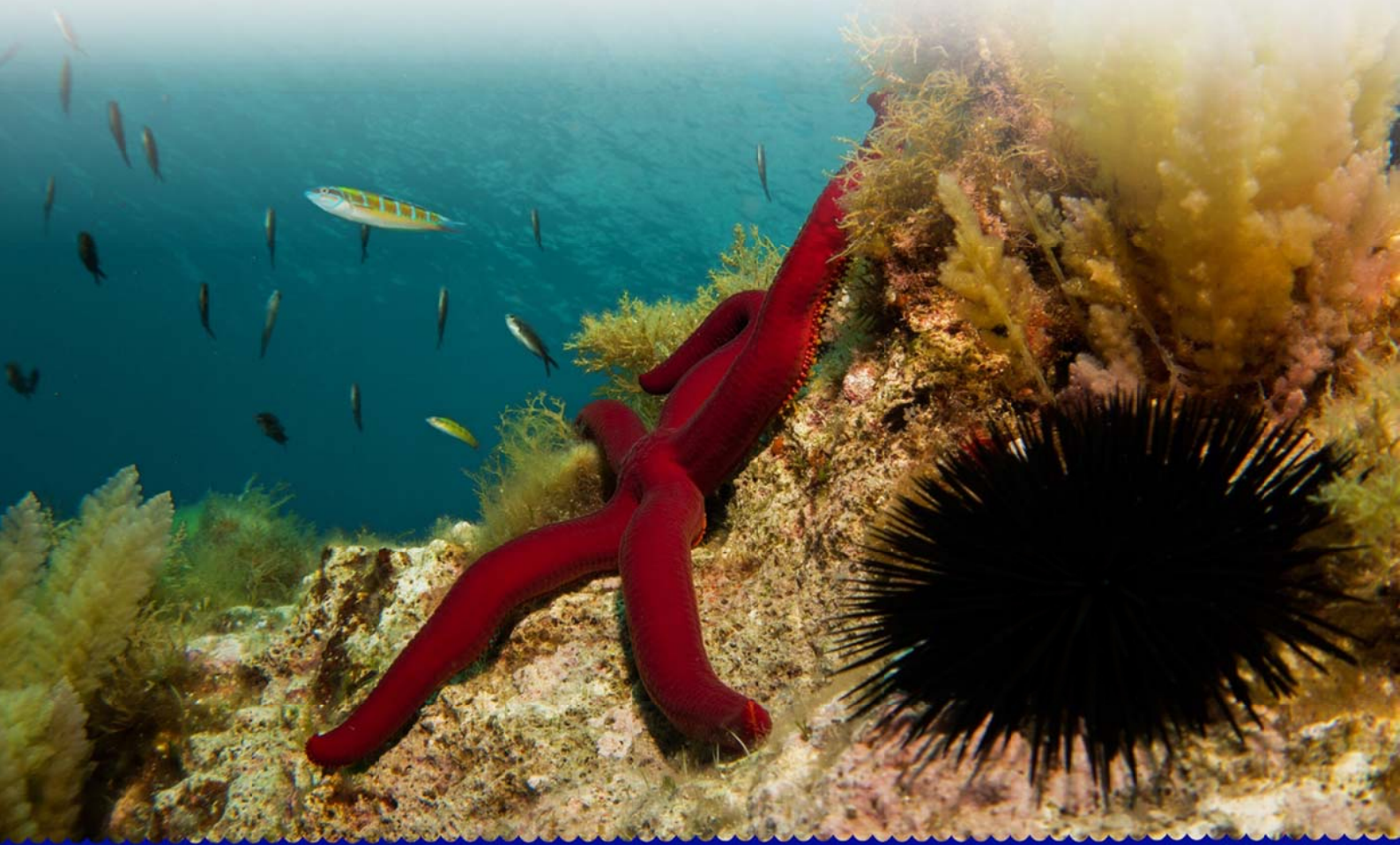


Libro de RESÚMENES



V SIMPOSIO
INTERNACIONAL DE
CIENCIAS DEL MAR

20-22 JULIO | UNIVERSIDAD
DE ALICANTE



 Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

 UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS
DE GRAN CANARIA


UCA
Universidad
de Cádiz


UNIVERSITAT DE
BARCELONA

 Universidad
Católica
de Valencia
San Vicente Mártir

 UNIVERSIDADE
DE VIGO



V Simposio Internacional de Ciencias del Mar

Alicante (España), 20-22 Julio 2016

Esta publicación debe citarse como:

VALLE C, AGUILAR J, ARECHAVALA P, ASENSIO L, BLASCO J, CABRERA R, COBELO A, CORBÍ H, CRAVO A, DE-LA-OSSA JA, DEL-PILAR Y, FERNÁNDEZ V, FERNÁNDEZ Y, FERRERO LM, FORCADA A, FORJA J, GIMÉNEZ F, GÓMEZ A, GONZÁLEZ JM, IZQUIERDO D, LEÓN V, MARCO C, MARTÍNEZ E, ORTEGA T, RAMOS A, RUBIO E, SÁNCHEZ JL, SÁNCHEZ P, SANTANA M, SANZ C, TOLEDO K, ZUBCOFF JJ (Ed.). 2016. Libro de Resúmenes. V Simposio Internacional de Ciencias del Mar. Universidad de Alicante, Alicante. 343 pp. ISBN: 978-84-16724-16-1.

Edita: Universidad de Alicante
Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada

ISBN: 978-84-16724-16-1

Diseño de portada: Luis M. Ferrero
Imagén de portada: Pablo Arechavala
Maquetación: Remedios Cabrera, Pablo Arechavala, Luis M. Ferrero

Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial 4.0 Internacional



Comité organizador

Belén Rubio Armesto, Universidad de Vigo
Carlos Valle, Universidad de Alicante
Jesús Ángel Prieto Ruíz, Universidad Católica de Valencia
José M^a Quiroga Alonso, Universidad de Cádiz
José Tena Medialdea, Universidad Católica de Valencia
Luis Gras, Universidad de Alicante
Melchor González Dávila, Universidad de las Palmas de Gran Canaria
Miquel Canals Àrtigas, Universidad de Barcelona
Milagrosa Casimiro-Soriguer Escofet, Universidad de Cádiz

Comité organizador local

Aitor Forcada, Universidad de Alicante
Alfonso Ramos, Universidad de Alicante
Candela Marco, Universidad de Alicante
Carlos Sanz, Universidad de Alicante
Carlos Valle, Universidad de Alicante
David Izquierdo, Universidad de Alicante
Elena Martínez, Universidad de Alicante
Esther Rubio, Universidad de Alicante
Francisca Giménez, Universidad de Alicante
Hugo Corbí, Universidad de Alicante
Javier Aguilar, Universidad de Alicante
José Antonio de la Ossa, Universidad de Alicante
José Jacobo Zubcoff, Universidad de Alicante
José Luis Sánchez, Universidad de Alicante
José Miguel González, Universidad de Alicante
Kilian Toledo, Universidad de Alicante
Leticia Asensio, Universidad de Alicante
Luis M. Ferrero Vicente, Universidad de Alicante
Pablo Arechavala, Universidad de Alicante
Pablo Sánchez, Universidad de Alicante

Remedios Cabrera, Universidad de Cádiz

Victoria Fernández, Universidad de Alicante

Yoana Del Pilar, Universidad de Alicante

Yolanda Fernández, Universidad de Alicante

Comité científico

Abelardo Gómez Parra, Universidad de Cádiz

Alfonso Ramos Esplá, Universidad de Alicante

Amanda Sancho, Universidad Católica de Valencia

Ana Bernabeu Tello, Universidad de Vigo

Ana Blázquez, Universidad Católica de Valencia

Ana María Hernández, Universidad Católica de Valencia

Ángeles Montero Díaz, Universidad de las Palmas de Gran Canaria

Antonio Martínez Martínez, Universidad de las Palmas de Gran Canaria

Antonio Medina, Universidad de Cádiz

Begoña Tejedor, Universidad de Cádiz

Bernardino González Castro, Universidad de Vigo

Carlos Sanz, Universidad de Alicante

Carlos Valle, Universidad de Alicante

Carolina Padrón, Universidad Católica de Valencia

Daniel Rodríguez García, Universidad de Vigo

Francisca Giménez, Universidad de Alicante

Gabriel Rosón Porto, Universidad de Vigo

Hugo Corbí, Universidad de Alicante

Ignacio Alonso Bilbao, Universidad de las Palmas de Gran Canaria

Ignacio Hernández, Universidad de Cádiz

Jaime Cuevas González, Universidad de Alicante

Javier Arístegui Ruíz, Universidad de las Palmas de Gran Canaria

Javier Benavente, Universidad de Cádiz

Javier Martínez Martínez, Universidad de Alicante

Javier Romero, Universidad de Barcelona

Javier Torres, Universidad Católica de Valencia

Jerónimo Chirivella, Universidad Católica de Valencia
Jesús Forja Pajares, Universidad de Cádiz
Jesús López Pérez, Universidad de Vigo
Jesús Soria Mingorance, Universidad de Alicante
Jesús Souza Troncoso, Universidad de Vigo
Jesús Torres Palenzuela, Universidad de Vigo
José E. Tent Manchús, Universidad de Alicante
José F. Baeza Carratalá, Univesidad de Alicante
José Jacobo Zubcoff, Universidad de Alicante
José Rafael García-March, Universidad Católica de Valencia
Josep Raventós, Universidad de Alicante
Just Bayle, Universidad de Alicante
Laura del Río, Universidad de Cádiz
Magdalena Santana Casiano, Universidad de las Palmas de Gran Canaria
Maria del Carmen Fernández Puga, Universidad de Cádiz
Maria Esther Torrés Padrón, Universidad de las Palmas de Gran Canaria
Maria José Sánchez García, Universidad de las Palmas de Gran Canaria
M^a Milagrosa Gómez Cabrera, Universidad de las Palmas de Gran Canaria
Miguel A. Nombela Castaño, Universidad de Vigo
Miguel Bruno, Universidad de Cádiz
Milagrosa Rico Santos, Universidad de las Palmas de Gran Canaria
Milagrosa Casimiro-Soriguer Escofet, Universidad de Cádiz
Miquel Canals, Universidad de Barcelona
Óscar Nieto Palmeiro, Universidad de Vigo
Pilar García Jiménez, Universidad de Barcelona
Rafael Mañanes Salinas, Universidad de Cádiz
Ramiro Varela Benvenuto, Universidad de Vigo
Santiago Hernández León, Universidad de las Palmas de Gran Canaria
Sergio Molina, Universidad de Alicante
Silvia Albarracín, Universidad Católica de Valencia
Tania García, Universidad de Valencia
Xosé Antón Álvarez Salgado, Universidad de Vigo

Instituciones organizadoras:

Universidad de Alicante

Universitat de Barcelona

Universidad de Cádiz

Universidad Católica de Valencia San Vicente Mártir

Universidad de Las Palmas de Gran Canaria

Universidad de Vigo



<u>AUTOR / Área temática / Tipo de comunicación</u>	<u># Página</u>
ABAROA-PÉREZ <i>et al.</i> / Tecnologías para la observación de los océanos / Póster.....	15
AGUILAR-ESCRIBANO <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Oral.....	17
AGUILAR-ESCRIBANO <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Póster.....	19
ALBA-RIVAS <i>et al.</i> / Tecnologías para la observación de los océanos / Póster.....	21
ALEJO <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Oral.....	23
ALMÓN <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	25
ALMÓN-PAZOS <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	27
ANGULO-PRECKLER <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	29
ARCAS-SEN & GUILLÉN / Circulación oceánica y sistemas pelágicos / Póster.....	30
ARECHAVALA-LÓPEZ & SÁNCHEZ-JEREZ / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	32
ARMENGOL <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Póster.....	34
ARMENGOL <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Póster.....	34
ASENSIO-MONTESINOS <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	35
BARAÑANO <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Oral.....	37
BAS <i>et al.</i> / Gobernanza de los océanos, conservación y gestión / Póster	39
BASTERRETXEA <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Oral.....	41
BELDA <i>et al.</i> / Microbiología, genética, biotecnología y biología molecular / Póster	43
BELTRÁN-HEREDIA <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Oral	45
BERNABEU <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster.....	47
BERNABEU <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster.....	49
BETANCORT-LOZANO <i>et al.</i> / Cambio global en los océanos / Póster.....	51
BOHÓRQUEZ <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	53
BOLDRINI <i>et al.</i> / Gobernanza de los océanos, conservación y gestión / Póster	55
BROULLÓN-DURÁN <i>et al.</i> / Geología marina / Oral	57
CABALLERO <i>et al.</i> / Circulación oceánica y sistemas pelágicos / Oral	59
CABALLERO-RAMIS <i>et al.</i> / Tecnologías para la observación de los océanos / Póster.....	61
CARA <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	63
CARRASCO-ACOSTA <i>et al.</i> / Microbiología, genética, biotecnología y biología molecular / Póster	65
CASADO-COY <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Oral	67
CASAMAYOR <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	69
CASTRO-BUGALLO <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Oral	71
CASTRO-BUGALLO <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	73
CEBRIÁN <i>et al.</i> / Conferencia invitada / Oral.....	75
COMA <i>et al.</i> / Microbiología, genética, biotecnología y biología molecular / Póster	75
CORBÍ <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	76
CÓZAR / Conferencia invitada / Oral	78
DE HAAN <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster.....	80
DE PABLO <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Oral.....	82

DES <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	84
DÍAZ-PUENTE <i>et al.</i> / Microbiología, genética, biotecnología y biología molecular / Póster	86
DÍAZ-PUENTE <i>et al.</i> / Microbiología, genética, biotecnología y biología molecular / Póster	88
DÍEZ <i>et al.</i> / Geología marina / Póster	90
DIZ <i>et al.</i> / Geología marina / Oral	92
ESPINOSA <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	94
ESPINOSA <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	95
ESPINOSA <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	97
ESPINOSA <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	99
ESPINOSA-GUTIERREZ <i>et al.</i> / Circulación oceánica y sistemas pelágicos / Póster	101
ESTEBAN <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	103
ESTÉVEZ-CALVAR <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	104
FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ <i>et al.</i> / Microbiología, genética, biotecnología y biología molecular / Póster ...	106
FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ & SÁNCHEZ-JEREZ / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	108
FERNÁNDEZ-JIMÉNEZ / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	110
FERNÁNDEZ-NÓVOA <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	112
FERRER <i>et al.</i> / Circulación oceánica y sistemas pelágicos / Oral	114
FERRERO-VICENTE & SÁNCHEZ-LIZASO / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	116
FERRERO-VICENTE <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	118
FERRIOL <i>et al.</i> / Microbiología, genética, biotecnología y biología molecular / Oral	120
FERRIOL <i>et al.</i> / Microbiología, genética, biotecnología y biología molecular / Póster	120
FONT-MUÑOZ <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Oral	121
FRAILE-NUEZ <i>et al.</i> / Geología marina / Póster	123
FRIEDMANN-ANGELI <i>et al.</i> / Geología marina / Póster	125
GANUZA <i>et al.</i> / Microbiología, genética, biotecnología y biología molecular / Póster	127
GANZEDO <i>et al.</i> / Cambio global en los océanos / Póster	129
GARCÍA <i>et al.</i> / Gobernanza de los océanos, conservación y gestión / Póster	131
GARCÍA-MARCH <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	133
GARCÍA-ORTEGA <i>et al.</i> / Tecnologías para la observación de los océanos / Póster	135
GARCÍA-RODRÍGUEZ <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	137
GÓMEZ <i>et al.</i> / Cambio global en los océanos / Póster	139
GOMIZ-PASCUAL <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	140
GONZÁLEZ <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Oral	142
GONZÁLEZ-BENKOVICS <i>et al.</i> / Microbiología, genética, biotecnología y biología molecular / Póster ...	144
GONZÁLEZ-CARBALLO / Tecnologías para la observación de los océanos / Póster	146
GONZÁLEZ-GALISTEO <i>et al.</i> / Cambio global en los océanos / Póster	148
GONZÁLEZ-GARCÍA <i>et al.</i> / Circulación oceánica y sistemas pelágicos / Oral	150
GONZÁLEZ-MIRA <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	152
GONZÁLEZ-SANTANA <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Oral	154
HARO <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Oral	156

HERNÁNDEZ <i>et al.</i> / Circulación oceánica y sistemas pelágicos / Póster	158
HERNÁNDEZ-ACOSTA <i>et al.</i> / Gobernanza de los océanos, conservación y gestión / Póster.....	159
HERNÁNDEZ-ACOSTA <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	161
HERNÁNDEZ-GUZMÁN <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Oral.....	163
HERNÁNDEZ-MARRERO & CABRERA-CASTRO / Cambio global en los océanos / Póster.....	165
HERNANZ-TORRIJOS <i>et al.</i> / Circulación oceánica y sistemas pelágicos / Póster.....	167
IACHETTI <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	169
INTRIAGO <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Póster	171
IZQUIERDO-TARÍN & ZUBCOFF / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	173
JARILLO <i>et al.</i> / Gobernanza de los océanos, conservación y gestión / Oral.....	175
JEREZ-MARTEL <i>et al.</i> / Cambio global en los océanos / Póster.....	177
JIMÉNEZ-GUTIÉRREZ <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	179
KIENBERGER & PRIETO / Circulación oceánica y sistemas pelágicos / Póster	181
KRUTZKY <i>et al.</i> / Geología marina / Póster	183
LARA <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	185
LEÓN-MUEZ <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	187
LÓPEZ-BELZUNCE <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Oral.....	189
LÓPEZ-MARTÍNEZ <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	191
LÓPEZ-ORTIZ <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	193
LÓPEZ-PÉREZ <i>et al.</i> / Geología marina / Póster.....	195
LÓPEZ-SORIANO <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	197
LUQUE-ESCALONA <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	199
MACÍAS <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	201
MARCO-MÉNDEZ <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	203
MARRERO-DÍAZ <i>et al.</i> / Circulación oceánica y sistemas pelágicos / Póster	204
MARTÍ <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Oral.....	205
MARTÍN <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Oral	207
MARTÍN <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster.....	209
MARTÍNEZ <i>et al.</i> / Gobernanza de los océanos, conservación y gestión / Póster	211
MARTÍNEZ-GARCÍA <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster.....	213
MATEO <i>et al.</i> / Gobernanza de los océanos, conservación y gestión / Póster	215
MEDINA <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Oral	217
MEGÍAS <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	219
MESTRE <i>et al.</i> / Microbiología, genética, biotecnología y biología molecular / Oral	221
MIOSO <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster.....	223
MONSERRAT-BARCELÓ <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Oral.....	225
MONTAVA & RAMOS-ESPLÁ / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	226
MONTENGRO <i>et al.</i> / Gobernanza de los océanos, conservación y gestión / Póster	228
MONTERO-CASTAÑO / Gobernanza de los océanos, conservación y gestión / Oral.....	230
MONTERO-FERNÁNDEZ <i>et al.</i> / Microbiología, genética, biotecnología y biología molecular / Póster.....	232

MOREIRA-COELLO <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Oral	234
NAVARRO & PASTOR / Gobernanza de los océanos, conservación y gestión / Póster.....	236
NOMBELA <i>et al.</i> / Geología marina / Póster	238
NOVILLO <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	240
OLIVÉ & MONTILLA / Cambio global en los océanos / Póster	242
OTERO-FERRER <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Oral.....	243
PENNINO <i>et al.</i> / Gobernanza de los océanos, conservación y gestión / Oral.....	245
PEÑALVER-CLAVEL <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	247
PEREIRO-RODRÍGUEZ <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster.....	249
PINARDI <i>et al.</i> / Conferencia invitada / Oral	251
PLAZA-MORLOTE <i>et al.</i> / Geología marina / Póster	253
RAMOS-ESPLÁ & GONZÁLEZ-CARRIÓN / Tecnologías para la observación de los océanos / Póster	255
RENDAL-FREIRE <i>et al.</i> / Gobernanza de los océanos, conservación y gestión / Oral.....	256
ROCHA-DINIZ <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	258
RODRÍGUEZ <i>et al.</i> / Circulación oceánica y sistemas pelágicos / Oral.....	260
RODRÍGUEZ-PÉREZ <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	262
RODRÍGUEZ-VALIDO <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	264
RODRÍGUEZ-VALIDO <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	266
ROMERO-KUTZNER <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Póster.....	268
ROURA <i>et al.</i> / Microbiología, genética, biotecnología y biología molecular / Oral.....	270
RUBIO <i>et al.</i> / Geología marina / Póster.....	272
RUBIO-RODRÍGUEZ <i>et al.</i> / Tecnologías para la observación de los océanos / Póster	274
RUIZ-BARBUDO <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	276
RUIZ-VILLAREAL <i>et al.</i> / Gobernanza de los océanos, conservación y gestión / Oral	278
SALA <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Oral.....	280
SALA <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Póster	282
SALAMANCA-DE LAS NIEVES <i>et al.</i> / Gobernanza de los océanos, conservación y gestión / Póster	284
SÁNCHEZ-GUILLAMÓN <i>et al.</i> / Geología marina / Oral.....	286
SÁNCHEZ-JEREZ <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster.....	288
SANCHO-MARTÍNEZ & CABRERA-CASTRO / Gobernanza los océanos, conservación y gestión / Póster .	290
SANTANA-GONZÁLEZ <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Póster	292
SANTOS-ECHEANDÍA <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Oral	294
SANZ-FERNÁNDEZ <i>et al.</i> / Tecnologías para la observación de los océanos / Poster	296
SARMIENTO-LEZCANO & CASTRO-HERNÁNDEZ / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	298
SARMIENTO-LEZCANO <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Oral.....	300
SARMIENTO-LEZCANO <i>et al.</i> / Tecnologías para la observación de los océanos / Póster.....	302
SCHÖNEMANN <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Oral.....	304
SOLA-MACIÁ <i>et al.</i> / Gobernanza de los océanos, conservación y gestión / Póster.....	306
SOMAVILLA <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Oral	308
SORELL <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Oral	310

SORIA-PÍRIZ <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	312
TAMES-ESPINOSA <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Oral	314
TENT-MANCLÚS & SORIA / Geología marina / Póster	316
TENT-MANCLÚS <i>et al.</i> / Geología marina / Póster	318
TERRADAS-FERNÁNDEZ <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster.....	320
TERRÓN-SINGLER <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	322
TOLEDO-MARANTE <i>et al.</i> / Microbiología, genética, biotecnología y biología molecular / Póster	324
TOLEDO-MARANTE <i>et al.</i> / Microbiología, genética, biotecnología y biología molecular / Póster	326
TRIAY-PORTELLA <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Oral	328
TROUPIN <i>et al.</i> / Tecnologías para la observación de los océanos / Póster	330
USÓ-CANÓS <i>et al.</i> / Geología marina / Oral	331
VARELA <i>et al.</i> / Sistemas costeros y estuarinos / Póster	333
VÁZQUEZ <i>et al.</i> / Geología marina / Oral	335
VICENTE-CERA <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Póster	337
VILLAMAÑA <i>et al.</i> / Interacción atmósfera-océano / Oral.....	339
VIVES-ARIAS <i>et al.</i> / Salud de los ecosistemas marinos / Oral	341

Extraction optimization prior to HPLC analysis for phytoplankton pigments

Bárbara Abaroa-Pérez¹, Daura Vega-Moreno¹, J.J. Hernández-Brito², O. Llinás²

¹ Technologies, Management and Environmental Biogeochemistry. University of Las Palmas de Gran Canaria

² Oceanic Platform of the Canary Islands (PLOCAN)

RESUMEN

La extracción de pigmentos del fitoplancton marino es una técnica frecuentemente usada para la determinación de los principales grupos presentes mediante el uso de técnicas analíticas. La determinación de estos compuestos (carotenoides y clorofilas) se hace principalmente por cromatografía líquida de alta presión (HPLC) con detección UV-visible y fluorescencia, con diversos métodos publicados al respecto. Pero la extracción previa necesaria para su determinación es un paso poco estudiado que requiere ser optimizado. En este trabajo se analizan diversos factores que afectan al proceso de extracción, usando como técnica principal la microsonda ultrasonido, validando el método con muestras de cultivo y muestras reales recolectadas a diferentes profundidades.

INTRODUCCIÓN

Para la extracción y determinación de carotenoides y clorofilas del fitoplancton las técnicas más usadas son la extracción por ultrasonidos y la determinación por cromatografía líquida de alta presión (HPLC) con detección UV-visible y fluorescencia [1].

Son diversos los estudios publicados donde se realiza una optimización de la determinación por HPLC-UV-visible [2, 3], variando en cada método las condiciones cromatográficas, y el número de carotenoides secundarios que pueden ser detectados según las limitaciones de cada método. En cualquier caso todos los métodos publicados permiten la determinación de las clorofilas y los principales carotenoides. El método de detección aceptado por el *Joint Global Ocean Flux Studies* (JGOFS) publicado por S. Wright ha sido uno de los más utilizados [4].

En zonas eutróficas el procedimiento de extracción de los pigmentos no es un paso crítico, porque pequeños porcentaje de recuperación de compuestos son suficientes para obtener buenas señales cromatográficas, pero en zonas oligotróficas este paso puede ser determinante para la obtención de resultados concluyentes.

Los volúmenes de agua de mar recolectados para la determinación de pigmentos fitoplanctónicos, varían entre 0.5 y 4 litros en función de la concentración esperada de fitoplancton en las mismas [5, 6]. Pero no siempre es suficiente con recolectar un volumen de muestra mayor, o no siempre es posible disponer de un volumen de muestra tan elevado, por eso es importante para zonas oligotróficas, optimizar el procedimiento de extracción de estos compuestos para maximizar su recuperación,

aumentando su señal cromatográfica a la vez que se disminuye el ruido por interferencias con la matriz o productos de degradación.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las muestras se recolectaron en botellas Niskin para muestras reales y en cultivos controlados del género *Nichia* y *Phaeodactylum* (Banco Español de Algas, BEA). Los cultivos artificiales fueron necesarios para la obtención de muestras idénticas que permitieran el estudio analítico y la optimización de parámetros de forma reproducible. Los filtros utilizados para su recuperación y concentración fueron Whatman GF/F de 47 mm de diámetro, y los pigmentos se extrajeron a través de una sonda ultrasonidos con metanol (Panreac[®]), con clarificación posterior de los extractos por centrifugación y filtración.

Los extractos se analizaron por HPLC siguiendo la metodología de Wright *et al.*, 1991 [4], con una columna cromatográfica Waters[®] Spherisorb 5 µm ODS2 4.6x250 mm C18. Los carotenoides se analizaron a 440 nm para el detector UV-visible y las clorofilas a 436 nm de excitación y 680 nm de emisión con el detector de fluorescencia. Para la determinación de concentraciones individuales de cada compuesto se utilizaron estándares de clorofila *a* y clorofila *b* obtenidos en Sigma-Aldrich[®], y los estándares de los carotenoides se obtuvieron en el DHI Institute for Water and Environment (Denmark).

La sonda ultrasonido utilizada fue Branson Digital Sonifier, modelo 450, con el accesorio de micropunta

instalado para la extracción en viales y tubos de ensayo de pequeño volumen. En nuestro caso la extracción se llevó a cabo en tubos cónicos de 10 mL de volumen total con rosca, para su posterior centrifugación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La optimización del procedimiento de extracción consistió como primer paso en la obtención de sesenta filtros idénticos con la misma concentración y tipo de fitoplancton procedente de cultivos marinos, para poder disponer de muestras reproducibles que permitieran hacer el estudio de la optimización de los parámetros de extracción. Los parámetros optimizados en el estudio fueron:

1. Secado previo de la muestra.
2. Trozado del filtro Whatman GF/F previo a la extracción.
3. Volumen de extractante añadido (metanol puro y refrigerado).
4. Amplitud y tiempo de extracción mediante microsonda ultrasónica.
5. Extracción en un solo paso, o en varios pasos consecutivos con tiempos de reposo intercalados.
6. Estudio del enfriamiento de la muestra en los tiempos de reposo durante la extracción para minimizar la pérdida por degradación.
7. Centrifugación y clarificación de la muestra.
8. Filtrado previo a la determinación por HPLC-UV-visible y fluorescencia.

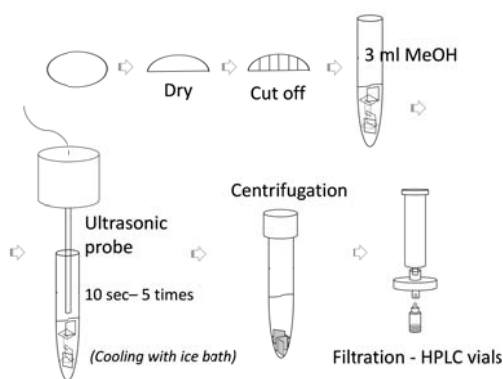


Fig. 1. Resumen del proceso de extracción

AGRADECIMIENTOS

Parte del material utilizado en este estudio ha sido cofinanciado con fondos FEDER en el contexto del proyecto PCMA – Programa de observación y control medio ambiental de la concentración de dispositivos de generación eléctrica en el banco de ensayos de PLOCAN (POTEMA).

REFERENCIAS

- 1 - D. V. Moreno, J. P. Marrero, J. Morales, C. L. García, M. G. V. Úbeda, M. J. Rueda, and O. Llinás, "Phytoplankton functional community structure in Argentinian continental shelf determined by HPLC pigment signatures," *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, vol. 100, pp. 72–81, Mar. 2012.
- 2 - M. Zapata, S. W. Jeffrey, S. W. Wright, F. Rodríguez, J. L. Garrido, and L. Clementson, "Photosynthetic pigments in 37 species (65 strains) of Haptophyta: Implications for oceanography and chemotaxonomy," *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 270, pp. 83–102, 2004.
- 3 - S. W. Wright and S. W. Jeffrey, "Pigment markers for phytoplankton production," *Handb. Environ. Chem. Vol. 2 React. Process.*, vol. 2 N, no. September 2005, pp. 71–104, 2006.
- 4 - S. W. Wright, "Improved HPLC method for the analysis of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton," *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 77, no. 2–3, pp. 183–196, 1991.
- 5 - D. V. Moreno, J. P. Marrero, J. Morales, C. L. García, V. M. G. Úbeda, M. J. Rueda, and O. Llinás, "Phytoplankton functional community structure in Argentinian continental shelf determined by HPLC pigment signatures," *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, vol. 100, pp. 72–81, 2012.
- 6 - J. Aiken, Y. Pradhan, R. Barlow, S. Lavender, A. Poulton, P. Holligan, and N. Hardman-Mountford, "Phytoplankton pigments and functional types in the Atlantic Ocean: A decadal assessment, 1995-2005," *Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.*, vol. 56, no. 15, pp. 899–917, 2009.

Evolución temporal de la comunidad fitoplanctónica en la bahía de Alicante: Influencias antrópicas y blooms microalgales.

Javier Aguilar Escribano

Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante, Apdo. Correos 99, 03080 Alicante, España.

RESUMEN

Los efectos antrópicos sobre las comunidades fitoplanctónicas se ven potenciadas cuando se habla de áreas que presentan hidrodinamismos bajos, como es el caso de la bahía de Alicante en la actualidad. El área de estudio de este trabajo está influenciada por una EDAR, una zona portuaria y un punto de vertido de agua hipersalina. Durante el periodo estival de 2008 la comunidad se vio modificada fuertemente por la dominancia de la especie *Skeletonema cf costatum* (Cl. *Bacillariophyceae*), con abundancias celulares muy elevadas, oscilando entre las 3.000 y las 900.000 células·L⁻¹ en los muestreos realizados. Estos eventos pueden considerarse blooms fitoplanctónicos, y pueden llegar a ser eventos crónicos en el área. La composición específica varía profundamente en estos eventos, disminuyendo sensiblemente el número de especies observadas, así como los porcentajes de representación dentro de la comunidad, donde las especies dominantes pueden superar el 80% dentro de la comunidad estudiada, como es el caso de este estudio. Los análisis de componentes principales muestran la existencia de una clara diferenciación entre periodos de muestreo, así como entre las épocas de los mismos, dejando entrever que existen diferencias entre las comunidades analizadas. Los resultados obtenidos hacen pensar que la bahía de Alicante es un área donde la comunidad fitoplanctónica puede estar viéndose afectada por los efectos de la actividad antrópica.

INTRODUCCIÓN

La eutrofización es un proceso global y, por tanto, sus impactos derivados afectan de formas muy distintas a todos los componentes del ecosistema. El término eutrofización ha sido usado para referirse a la eutrofización “cultural” de los sistemas acuáticos, donde el proceso natural está siendo acelerado por la adición de nutrientes por las actividades antrópicas. El continuo aumento de compuestos inorgánicos nitrogenados y materia orgánica, especialmente durante largos periodos (durante años o décadas), mantiene e intensifica el proceso de eutrofización en estuarios y áreas costeras [1], [2]. Diferentes fuentes son las causantes de esta eutrofización, principalmente asociadas a las actividades humanas.

Las zonas litorales semicerradas, como es el caso de la bahía de Alicante, son áreas con una mayor susceptibilidad frente a este tipo de impactos, caracterizándose por poseer altos tiempos de residencia y un menor hidrodinamismo, además de ser puntos habituales de descarga de nutrientes provenientes de aguas residuales urbanas y de escorrentía. El enriquecimiento tiene diferentes impactos negativos, destacando el incremento en la turbidez del agua, pérdida de biodiversidad y alteraciones en las cadenas tróficas, con incremento en la biomasa fitoplanctónica, dando lugar, en algunos casos, a los denominados blooms algales o Floraciones Algales Nocivas (FANs).

En el control de la calidad del agua se han usado de forma casi exclusiva variables fisico-químicas, pero para realizar una evaluación más precisa de esta calidad, las políticas de gestión y control deben de llevar consigo una combinación

de variables fisico-químicas e indicadores biológicos [3] (Casé *et al.*, 2008).

Los organismos que componen este grupo tan heterogéneo son excelentes indicadores de las condiciones ambientales y del estatus de la calidad del agua en la que se encuentran, dado que sus respuestas fisiológicas se producen de una manera más rápida que en el resto de organismos, pudiendo responder a diferentes niveles de nutrientes y otros compuestos químicos. Para poder tener una visión relativamente rápida de las afecciones antrópicas, y realizar una gestión y vigilancia eficaz de la calidad de las aguas costeras, es importante el control de la estructura de la comunidad fitoplanctónica, la cual responde a gradientes tróficos y estacionales con cambios en parámetros ecológicos como la abundancia celular, la riqueza específica, la dominancia y composición de especies dentro de la comunidad fitoplanctónica y los factores abióticos que puedan controlar la estructura de dicha comunidad [3]. Es por este motivo por el que nuestro estudio se centra en la descripción de la comunidad fitoplanctónica, tanto en su composición como en su abundancia, y las posibles afecciones que tienen los impactos antrópicos en ella.

MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio es la bahía de Alicante (sureste de la Península Ibérica); una zona influenciada por la actividad antrópica. Entre los principales impactos destacan, en la parte norte, el punto de vertido de la EDAR del Rincón de León y el puerto de Alicante (obras de ampliación

realizadas entre 2003-2007 y su continua actividad); y en la parte sur encontramos el punto de vertido de agua hipersalina de las plantas desalinizadoras de Alicante I y II.

El presente estudio se realizó en el periodo de 2008 y 2009, años en los que se recogieron muestras en verano e invierno, en 5 puntos de la bahía. Todas las muestras fueron recogidas a una profundidad de 4 m con botella oceanográfica, y se almacenaron en fresco y en oscuridad para su transporte al laboratorio, donde fueron conservadas en función del tipo de análisis al que serían destinadas.

Los parámetros estudiados fueron: clorofila total, nutrientes (nitratos, nitritos, fosfatos y silicio), composición y abundancia fitoplanctónicas, temperatura, pH y concentración de oxígeno disuelto. La clorofila y los nutrientes fueron analizados mediante métodos espectrofotométricos, la comunidad de fitoplanctónica siguiendo el método Utermöhl, y los parámetros físicos mediante sonda multivariante *in situ*.

Los datos obtenidos en este estudio se han comparado con datos de la misma zona obtenidos en los años 2003, 2004 y 2005.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos para los años 2008 y 2009 muestran abundancias celulares muy elevadas en la época estival, dándose la circunstancia que los muestreos se realizaron posteriormente a periodos denominados “gota fría”, donde el aporte de aguas de escorrentía fue elevado en la zona de estudio. La estructura de la comunidad fitoplanctónica en verano está determinada por este hecho, dado que es en la época estival donde se produce un aumento en la abundancia celular de especies coloniales de tipo central, y en especial de la especie *Skeletonema cf costatum*, llegando a superar las 900.000 células por litro, en alguna ocasión. La diversidad y representación de especies varían en función de la época del año, existiendo un mayor número de especies en los inviernos, con porcentajes de representación similares; mientras que en las épocas estivales el número de especies disminuye, y los porcentajes de representación son muy dispares, siendo *S. cf costatum* la especie con una mayor representación, con valores superiores al 80% en varias de las muestras analizadas (ver tabla 1).

Tabla 1. Valores para *Skeletonema cf costatum*

		C	N1	N2	S1	S2
2008	Células · L ⁻¹	932.085	240.179	480.358	65.115	40.825
	% representación	96,38	96,49	89,61	34,75	85,08
2009	Células · L ⁻¹	3.408	444.797	366.971	319.053	216.718
	% representación	24,49	88,08	85,22	87,21	82,32

Respecto a los nutrientes destacar que en el periodo de 2003-2005 se detectaron concentraciones más elevadas que en el periodo 2008-2009, debido en gran parte a las obras de ampliación del puerto con la posible liberación de estos nutrientes al medio desde la matriz bentónica. Para el periodo 2008-2009 son las formas fosfatadas las que sufren un aumento en la época estival, frente al resto de nutrientes analizadas.

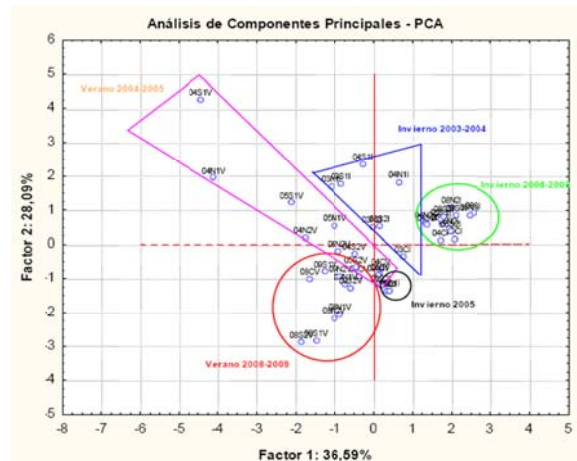


Fig. 1. Plot ACP basado en la relación entre abundancias celulares

En la fig.1 vemos la existencia de una clara diferenciación entre periodos de muestreo, así como entre las épocas de los mismos, dejando entrever que existen diferencias entre las comunidades analizadas.

La diversidad de especies ha disminuido sensiblemente en el periodo estival, sobre todo en el 2008, no superando en ninguna de las muestras analizadas las 10 especies, valor bajo respecto al mismo periodo para los años muestreados.

Mediante el Análisis de Componentes Principales (PCA) se ha intentado establecer la relación entre los componentes físico-químicos y los biológicos, sobre las muestras obtenidas.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Jose Luis Sánchez Lizaso y Cristian Gomis Catalá la posibilidad de realizar este estudio y la cesión de datos de estudios anteriores; así como a la empresa Biofuel Systems la cesión de sus instalaciones para la realización de los análisis de nutrientes y el uso del área de microscopía.

REFERENCIAS

- 1 – Anderson, D.M., Glibert, P.M., Burkholder, J.M., 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition and consequences. *Estuaries* 25, 707–726.
- 2 - Masó M., Garcés, E., 2006: Harmful microalgae blooms (HAB); problematic and conditions that induce them. *Marine Pollution Bulletin* 53, 620–630.
- 3 - Pinckney, J.L., Paerl, H.W., Tester, P., and Richardson, T.L., 2001: The Role of Nutrient Loading and Eutrophication in Estuarine Ecology. *Environmental Health Perspectives* vol.109, supplement 5, 699-706.

Episodios de Floraciones Algaes Nocivas (FAN) en la bahía de Alicante (SE Península Ibérica)

Javier Aguilar Escribano

Dpto. Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante, Apartado 99, 03080 Alicante, España.
FITOTAX – Servicios Ambientales Marinos, 03181 Torrevieja, España.

RESUMEN

La eutrofización es un proceso global que está aumentando en zonas costeras, sobre todo en aquellas donde la renovación de agua es reducida y, donde el aporte de nutrientes y el bajo hidrodinamismo favorecen la presencia de elevadas concentraciones de microalgas. En la bahía de Alicante se ha observado un aumento en la frecuencia de episodios de esta índole, donde unas pocas especies microalgales sobrepasan, en gran medida, los valores habituales de abundancias celulares, pudiendo considerarse estos episodios como Floraciones Algaes Nocivas (FANs). En los análisis realizados al final de la época estival de los años 2008 y 2009, se obtuvieron concentraciones celulares entre $0,3 \cdot 10^6$ - $0,9 \cdot 10^6$ células por litro para la especie *Skeletonema costatum complex* (Cl. Bacillariophyceae), valores muy superiores a los valores esperados para esta especie, acompañados con bajas diversidades. En los años 2013 y 2014, se detecta una coloración rojiza en las aguas portuarias y costeras, asociada a la presencia de mucílago en aguas portuarias (2013) y muerte de organismos marinos en zonas anexas a la zona portuaria (2014). La especie implicada en estos eventos (2013 y 2014) es *Gymnodinium impudicum* (Cl. Dinophyceae), obteniéndose abundancias celulares superiores a $1 \cdot 10^6$ células por litro, en ambos años, llegando a tener un máximo de $16 \cdot 10^6$ células por litro en el año 2014. Los resultados obtenidos muestran que la bahía de Alicante, en especial el área portuaria, es una zona donde parece potenciarse la presencia de este tipo de eventos FAN.

INTRODUCCIÓN

Diferentes fuentes son las causantes de la eutrofización en áreas litorales, y suelen estar principalmente asociadas a las actividades humanas. Los efectos del enriquecimiento de las aguas son de diversa naturaleza, pudiendo afectar tanto al entorno físico-químico como al medio biológico. Entre estos efectos pueden destacarse la turbidez del agua, disminuciones en la concentración de oxígeno, pérdidas de hábitats y reducción en la biodiversidad y alteraciones en las vías tróficas de los ecosistemas afectados.

Gran parte de estos efectos derivan del incremento de las concentraciones fitoplanctónicas en las áreas afectadas, es decir, son causa de la aparición de blooms microalgales, también denominados Floraciones Algaes Nocivas (FANs). Las entradas de nuevos nutrientes estimulan el crecimiento del fitoplancton y modulan la estructura de la comunidad. Los eventos de floraciones algales favorecidos por un aumento de nitrógeno nuevo da como resultado la deposición en el bentos de parte de la biomasa fitoplanctónica no consumida por los consumidores primarios. La degradación de esta materia orgánica por parte de organismos descomponedores (principalmente bacterias) da como resultado un proceso de anoxia que a su vez facilita la liberación de los nutrientes inmersos en los sedimentos. Esta liberación de nutrientes encerrados en los sedimentos puede favorecer la aparición de nuevas floraciones algales, que puede dar lugar a un bucle permanente de blooms y eutrofización.

MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio donde se han realizado los muestreos es la bahía de Alicante (sureste de la Península Ibérica). La influencia antrópica sobre esta área es clara, existiendo una zona de aguas semiconfinadas, como es el interior de la dársena pesquera del puerto de Alicante, y una zona colindante, pero en el exterior de la dársena, donde se encuentra el punto de emisión de la EDAR del Rincón de León. En el área de estudio se han detectado dos tipos de eventos FAN; los eventos producidos por la diatomea *Skeletonema costatum complex* (Fig. 1), detectados en la época estival de 2008-2009 (septiembre), detectados en aguas no confinadas.

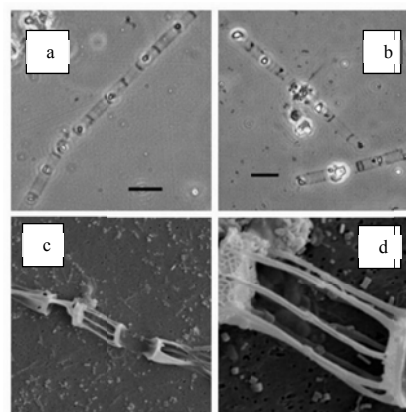


Fig. 1. Fotografías de *Skeletonema costatum complex*. Barras de escala: a y b = 20 µm; c = 10 µm; d = 1 µm.

Y un segundo tipo de eventos producidos por el dinoflagelado *Gymnodinium impudicum* (Fig.2) detectados en los años 2013 y 2014, siendo el primero detectado en el interior de la dársena pesquera, y el segundo en aguas no confinadas, pero cercanas a la dársena (playa anexa).

Las muestras recogidas en los años 2008-2009 se obtuvieron con botella oceanográfica, a una profundidad de -0,5 m, en aguas no confinadas, y fueron analizadas mediante cámaras de sedimentación siguiendo el método Utermöhl. Las muestras recogidas en los años 2013-2014, son muestras de aguas superficiales, del interior de la dársena pesquera (2013), y en la playa de San Gabriel (2014) fuera del área de aguas semiconfinadas. En este caso, el recuento celular se llevó a cabo con cámaras de recuento tipo Sedgewick-Rafter.

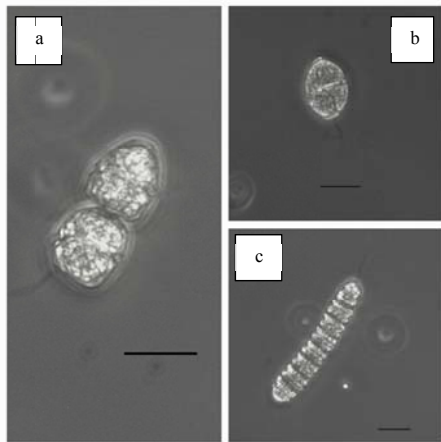


Fig. 2. Fotografías de *Gymnodinium impudicum*. Barras de escala: a, b y c = 100 μ m.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en los muestreos llevados a cabo en los años 2008 y 2009, se observan abundancias celulares muy elevadas para la época de muestreo (finales de la época estival). Los valores de abundancias celulares, para la especie de diatomea *Skeletonema costatum complex*, estaban en una horquilla entre las 200.000 y las 950.000 células por litro, para ambos años (2008 y 2009), valores indicativos de evento FAN (Tabla 1).

S. costatum complex es una diatomea típica de la época de verano-otoño, y se caracterizan por formar blooms de alta producción de biomasa [1]. *Skeletonema costatum sensu lato* (Greville) Cleve es una diatomea céntrica que posee una morfología que enmascara una diversidad genética importante. Las especies del género *Skeletonema sp* son especies fitoplanctónicas comunes, especialmente en estuarios y ambientes costeros marinos donde, a menudo, son productoras de blooms con altas abundancias celulares. *S. costatum* fue considerada morfológicamente plástica, diversa genotípicamente, versátil fisiológicamente y se encuentra en todo el mundo excepto en el océano Antártico [2].

Para los eventos observados en los años 2013 y 2014, la especie de dinoflagelado *Gymnodinium impudicum* (Fraga & Bravo) *G. Hansen & Moestrup.*, obtiene concentraciones celulares superiores al millón de células por litro, llegando a tener recuentos celulares de $16 \cdot 10^6$ células por litro (Tabla 1). *G. impudicum* es una especie de dinoflagelado atecado, considerada una especie no tóxica, pero que puede confundirse con *Gymnodinium catenatum*, especie muy similar y tóxica. *G. impudicum* se distingue por su menor tamaño, y por la hendidura apical, que es una prolongación del sulcus [3]. *G. impudicum* es considerada nociva debido a que puede producir variaciones importantes en la coloración de las aguas (producción de mareas rojas), además de estar asociada a una producción elevada de mucílago [4], con muerte asociada de organismos marinos. Ambos efectos están causados por las elevadas concentraciones celulares que se pueden alcanzar en este tipo de eventos FAN, como ha sido el caso de los dos episodios observados, tanto en 2013 y 2014.

Tabla 1. Concentraciones celulares máximas (células por litro) obtenidas para *S. costatum complex* y *G. impudicum*.

	<i>Skeletonema costatum complex</i>		<i>Gymnodinium impudicum</i>	
2008	932.085	480.358		
2009	444.797	366.971		
2013			2.284.516	2.040.561
2014			16.145.455	

Los resultados obtenidos nos muestran que el área de estudio es propensa a sufrir eventos de Floraciones Algales Nocivas con efectos nocivos, como son los episodios producidos por la diatomea *Skeletonema costatum complex* en los años 2008 y 2009, y el dinoflagelado *Gymnodinium impudicum* en los años 2013 y 2014. Sería importante realizar un seguimiento de la comunidad fitoplanctónica a lo largo de una escala temporal amplia, así como los inputs de nutrientes, para ratificar esta conclusión.

REFERENCIAS

- 1 - Borkman, D.G., Smayda, T., 2009: Multidecadal (1959–1997) changes in *Skeletonema* abundance and seasonal bloom patterns in Narragansett Bay, Rhode Island, USA. *Journal of Sea Research* 61, 84–94.
- 2 -Kooistra, W.H.C.F., Sarno, D., Balzano, S., Gu, H., Andersen, R.A., Zingone, A., 2008: Global Diversity and Biogeography of *Skeletonema* Species (Bacillariophyta). *Protist*, Vol. 159, 177–193.
- 3 - Fraga, S., I. Bravo, M. Delgado, J.M. Franco & M. Zapata, 1995. *Gyrodinium impudicum* sp. nov. (Dinophyceae), a non-toxic, chain-forming, red tide dinoflagellate. *Phycologia* 34 (6): 514-521.
- 4 - Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano E.A. Sar, M.E. Ferrario y B. Reguera (Eds.). Instituto Español de Oceanografía, 2002.

Análisis de ciclo estacional del nivel del mar en las costas españolas, mediante el uso de instrumentación in-situ y altimetría radar

Isabel María Alba Rivas¹ Ana Isabel Aldarias Martos¹, Carlos de Juan Carbonell¹, Cristina Fernández González¹, María Eugenia González de Canales¹, Francisco Sánchez González¹, Víctor Sanz Fernández¹, Esther Velasco Senovilla¹, Jesús Gómez-Enri² & Begoña Tejedor Álvarez².

¹ Máster Interuniversitario en Oceanografía, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz.

² Departamento de Física Aplicada, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz.

RESUMEN

En este trabajo se analizará el ciclo estacional del nivel del mar en cuatro zonas de las costas españolas: Bilbao, Valencia, Málaga y Vigo. El ciclo estacional del nivel del mar se obtendrá utilizando dos fuentes de información: oscilaciones mensuales del nivel del mar utilizando los mapas semanales de anomalías del nivel del mar (SLA), obtenidas a partir de los datos altimétricos suministrados por la agencia francesa AVISO; y oscilaciones mensuales del nivel del mar obtenidas con cuatro mareógrafos gestionados por Puertos del Estado. El periodo de tiempo utilizado será de 21 años: enero de 1993 a diciembre de 2013. En primer lugar, se seleccionará el punto altimétrico (AVISO) más cercano a la posición de cada mareógrafo para posteriormente calcular el promedio mensual de la SLA. El siguiente paso será añadir el efecto atmosférico a los datos altimétricos mediante el uso del promedio mensual de la corrección atmosférica dinámica (DAC). Las series temporales mensuales altimétricas y de mareógrafos serán comparadas mediante el cálculo de dos estadísticos: error cuadrático medio (rmse) y coeficiente de correlación de Pearson (r). Esto permitirá determinar el grado de similitud entre ambas series. Posteriormente, se estimará el promedio de todos los eneros, febreros, etc., con el que se obtendrá el ciclo estacional del nivel del mar. A estas series se les aplicará un ajuste por mínimos cuadrados a dos armónicos: anual y semianual, lo que permitirá analizar la amplitud y la fase de ambos armónicos en las cuatro zonas seleccionadas.

INTRODUCCIÓN

La distribución espacial del ciclo estacional del nivel del mar a escala regional ha sido recientemente descrita usando altimetría por satélite [1,2]. Por otro lado, algunos estudios recientes [3,4,5] han demostrado la validez de los datos altimétricos (procedentes de los mapas de anomalías del nivel del mar o *Sea Level Anomaly* (SLA), generados por la agencia francesa AVISO: <http://aviso.altimetry.fr/en/home.html>), cerca de costa para el estudio del ciclo estacional del nivel del mar a lo largo de las costas del golfo de Cádiz.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se añadirá la corrección atmosférica dinámica (DAC) a los datos altimétricos mensuales obtenidos en las cercanías de Vigo, Bilbao, Málaga y Valencia obtenidos de los mapas del nivel del mar (SLA), proporcionados por la agencia AVISO. Se estimará y posteriormente eliminará la tendencia de la serie altimétrica y la de los mareógrafos, así como la media temporal de forma que se obtendrá la anomalía del nivel medio del mar para el periodo comprendido entre 1993 y 2013 en las cuatro zonas de estudio. Se compararán ambas series temporales mediante la estimación del coeficiente de correlación de Pearson (r) y el error cuadrático medio (RMSE).

Posteriormente, se calcularán los promedios mensuales de las dos series para todos los años; de este modo se obtendrá el ciclo estacional de la serie climatológica para este periodo comprobándose el grado de similitud de estas las series temporales obtenidas mediante el uso de los estadísticos mencionados anteriormente.

Por último se estimarán las componentes anual y semianual del ciclo estacional del altímetro y la del mareógrafo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Actualmente se están procesando los datos altimétricos e in-situ según la metodología descrita.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido motivado por Jesús Gómez Enri y Begoña Tejedor Álvarez, profesores de la asignatura de Procesos Físicos en el Océano, cursada en el Máster Interuniversitario en Oceanografía (Universidad de Cádiz). Les agradecemos la formación recibida, la oportunidad de realizar este trabajo y su involucración. Los datos in-situ han sido suministrados por Puertos del Estado a través de su página web (www.puertos.es).

REFERENCIAS

1. Saraceno, M., Simionato, C.G., Ruiz-Etcheverry, L.A., 2014. Sea surface height trend and variability at seasonal and interannual time scales in the Southeastern South American continental shelf between 27°S and 40°S. *Continental Shelf Research* 91, 82-94, doi: 10.1016/j.csr.2014.09.002.

2. Torres, R.R., Tsimplis, M.N., 2012. Seasonal sea level cycle in the Caribbean Sea. *J. Geophys. Res.* 117, C07011, doi: 10.1029/2012jc008159.

3. Gómez-Enri, J., Aboitiz, A., Tejedor, B., Villares, P., 2012. Seasonal and interannual variability in the Gulf of Cadiz: Validation of gridded altimeter products. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 96, 114-121.

4. Laiz, I., Gómez-Enri, J., Tejedor, B., Aboitiz, A., Villares, P., 2013. Seasonal sea level variations in the gulf of Cadiz continental shelf from in-situ measurements and satellite altimetry. *Continental Shelf Research* 53, 77-88.

5. Laiz, I., Tejedor, B., Gómez-Enri, J., Aboitiz, A., Villares, P., 2016. Contributions to the sea level seasonal cycle within the Gulf of Cadiz (Southwestern Iberian Peninsula). *Journal of Marine Systems* 159, 55-



Fig. 1. Localización de los mareógrafos utilizados y posición con respecto al punto AVISO. (a) Bilbao (b) Vigo (c) Málaga (d) Valencia.

Actividades didácticas interuniversitarias en Ciencias del Mar: “Tú al Mediterráneo, yo al Atlántico”

Irene Alejo³, Hugo Corbí⁴, Paula Diz³, Yoana del Pilar Ruso¹, Francisca Giménez-Casaldueiro¹, Guillermo Francés³, José V. Guardiola¹, M^a José Lledo⁵, Miguel A. Nombela³, Marta Pérez Arlucea³, Francisco Ramil², Alfonso A. Ramos¹, José María Sánchez⁶, José Luis Sánchez-Lizaso¹, Marc Terradas¹, Jesús Troncoso², Carlos Valle¹, Elsa Vazquez²

¹ Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Universidad de Alicante

² Departamento de Ecología e Biología Animal. Universidad de Vigo

³ Departamento de Xeociencias Mariñas e Ordenación do Territorio. Universidad de Vigo

⁴ Departamento de Ciencias de la Tierra y Medio Ambiente. Universidad de Alicante

⁵ Departamento de Ecología. Universidad de Alicante

⁶ Departamento de Biología Vexetal e Ciencia do Solo. Universidad de Vigo

RESUMEN

La formación de futuros profesionales competentes, exige que el alumnado esté capacitado para integrar conocimientos, habilidades y técnicas procedentes de distintas materias / ámbitos, y que den soluciones a problemas frecuentes de naturaleza multidisciplinar. Con este propósito se diseña una actividad de innovación docente, que consiste en la realización de una “campana multidisciplinar” en la que distintas áreas de conocimiento de las Universidades de Vigo y Alicante trabajan de forma transversal y coordinada, transmitiendo al alumnado del Grado de Ciencias del Mar de ambas universidades, los conocimientos marinos y costeros dentro del eje atlántico-mediterráneo. Las actividades propuestas, definidas por un guión de prácticas, son complementarias entre ambas universidades. Cada equipo de trabajo realizará un “cuaderno de bitácora” en el que presentarán los resultados, obtenidos en un área geográfica diferente y complementaria de su entorno habitual de referencia, siguiendo una estructura de informe científico. Esta actividad facilitará la adquisición complementaria de competencias básicas y transversales, así como el trabajo cooperativo entre el alumnado. Con el fin de consolidar la acción, aumentar el impacto y permitir exportar la experiencia a otros destinatarios, se está desarrollando una serie de materiales didácticos específicos.

INTRODUCCIÓN

El espacio educativo actual lleva implícito la valoración del trabajo autónomo del alumnado. Las competencias representan la combinación de atributos, en cuanto al conocimiento y sus aplicaciones, aptitudes, destrezas y responsabilidades, que describen el nivel o grado de suficiencia con que un individuo es capaz de llevarlos a cabo, ya sea profesional o académicamente [1]. La incorporación de las competencias a los estudios universitarios es fundamental para la formación, en una sociedad cambiante que reformula sus demandas constantemente y que a su vez aspira a profesionalizar la formación universitaria acercando la universidad a la sociedad y al mundo laboral [2,3]. La formación de futuros profesionales competentes exige que el alumnado esté capacitado para integrar conocimientos, que en algunos casos está diseminado entre las diferentes materias [4]. El mundo laboral exige profesionales capaces de vincular conocimientos, habilidades y técnicas pertenecientes a distintas áreas y que den soluciones a problemas frecuentes de naturaleza multidisciplinar [5]. Además, estos profesionales tienen que ser capaces de aplicar esos conocimientos a diversas situaciones profesionales y adaptarlos en función de los requerimientos de su trabajo. La aplicación de metodologías de trabajo en equipo para el desarrollo de proyectos favorece la creatividad e iniciativa del alumnado, además de fomentar el sentido de la

responsabilidad, del pensamiento reflexivo y de autogestión del proceso de aprendizaje.

La idea de diseñar una actividad innovadora en la que se pudieran integrar los conocimientos adquiridos durante el grado en Ciencias del Mar surge hace ya tres años durante reuniones mantenidas entre profesores del Departamento de Ecología e Biología Animal de la Universidad de Vigo y del Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada de la Universidad de Alicante. Por otra parte, se detectó el escaso conocimiento práctico de los ecosistemas litorales y marinos mediterráneos con el que el alumnado de la Universidad de Vigo terminaba el grado y viceversa, desconocimiento que al profesorado le pareció una importante limitación para su incorporación en un mercado laboral tan globalizado.

El objeto general del presente proyecto es el desarrollo de una actividad de innovación docente, orientada a facilitar la adquisición complementaria de competencias básicas y transversales dirigida a los estudiantes del Grado en Ciencias del Mar de las Universidades de Alicante y Vigo.

El proyecto se basa en el análisis y contraste de ecosistemas diversos marcados por las diferentes condiciones biogeografías y ambientales como son los ecosistemas costeros y marinos Atlánticos y Mediterráneos a través de una metodología enmarcada en el aprendizaje activo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este proyecto docente busca alternativas en la transmisión de conocimiento mediante aprendizaje activo, cooperativo e interactivo implicando al alumnado de Ciencias del Mar de las Universidades de Vigo y Alicante en el proceso enseñanza-aprendizaje a través de una actividad de equipo mediante la realización de un informe generado a partir de una “campana multidisciplinar” (geológica-sedimentológica/ biológica/ ecológica/ oceanográfica), centrada en un área geográfica diferente y complementaria de su entorno habitual de referencia, en el eje Atlántico-Mediterráneo de la Península Ibérica. Concretamente, los estudiantes de Ciencias del Mar de la Universidad de Vigo desarrollan su trabajo en la costa mediterránea (SE Ibérico) en Santa Pola y en la Reserva Marina de Tabarca (Alicante); mientras que los estudiantes de Ciencias del Mar de la Universidad de Alicante, desarrollan su trabajo en la Ría de Vigo y en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas, concretamente en las Islas Cies.

La planificación de la actividad implica una coordinación del profesorado partiendo de las experiencias piloto previas a dos niveles: i) coordinación entre las asignaturas involucradas en la actividad (Zoología marina, biología marina, ecología marina, botánica marina, geología marina, y oceanografía) en cada una de las universidades; y ii) coordinación entre el profesorado implicado de ambas universidades.

Las actividades propuestas son complementarias entre el Atlántico y el Mediterráneo. Cada una de las actividades está claramente definida en un guión de prácticas, concretando los objetivos formativos, plan de trabajo, etc. Los alumnos, mediante trabajo en grupo, deberán recopilar la información necesaria durante el periodo de desarrollo de la actividad utilizando todos los recursos disponibles (fotografía, esquemas, toma de datos en campo, internet, etc.). La información recopilada es cotejada mediante el asesoramiento del profesorado y alumnos voluntarios de la universidad receptora, así como con el uso de guías específicas, etc.

Los equipos de trabajo realizan un “cuaderno de bitácora” donde presentan todos los resultados de la campaña siguiendo una estructura de informe científico. El informe será presentado antes del final de la actividad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En octubre de 2012 se organiza la primera experiencia piloto consistente en un viaje de estudios del alumnado de la Universidad de Vigo y de la Universidad de Alicante durante el cual, los alumnos tutorizados por profesorado de ambas universidades conocieron los ecosistemas marino-costeros mediterráneos y los compararon con los atlánticos. Durante los tres días que duró la práctica realizaron trabajos bionómicos en la franja mediolitoral, en las praderas de *Posidonia oceanica* y censos visuales de peces; visita a las salinas de Santa Pola. Se compararon las actividades pesqueras y la lonja de Santa Pola, con las del Atlántico. El conocimiento de la geología del substrato de Tabarca y su cobertura sedimentaria y el desarrollo y evolución del arrecife fósil de Santa Pola en el contexto de la paleogeografía del Mediterráneo occidental durante el

Messiniense y de los procesos que desembocaron en la desecación del Mediterráneo (Crisis de Salinidad Messiniense).

En Abril de 2013 se procedió a la inversa con la estancia del alumnado de la UA en la Universidad de Vigo realizando prácticas de fauna y flora bentónica intermareal y submareal, estudio de los complejos playa-laguna, visita al Parque Nacional Marítimo-Terrestre das Illas Atlánticas. Después del éxito de estas dos experiencias piloto se realizaron dos intercambios más (2014, 2015) planteándose nuevas actividades cada vez más participativas y con un enfoque integral, el cual repercute en la mejora formativa del alumnado de Ciencias de Mar en ambas universidades.

Como consecuencia del desarrollo de esta actividad se han obtenido los siguientes resultados educativos: i) Mayor conocimiento de los ambientes marinos y costeros dentro del eje atlántico-mediterráneo; ii) Observar las grandes diferencias del litoral (ecológica, sedimentológica, oceanográfica) en ambas regiones; iii) Avance en conjunto, colectivamente, de forma que los alumnos se habitúen a trabajar de forma cooperativa y responsable; iv) Mejor inserción en el mercado laboral.

Con el fin de consolidar la acción, aumentar el impacto y permitir exportar la experiencia a otros destinatarios y ámbitos, actualmente se está en proceso de desarrollo una serie de materiales didácticos específicos como una Guía didáctica de la actividad y materiales didácticos, en formato web y en guías de campo.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Federación de Oceanógrafos en la figura de su presidente Jorge de los Bueis. Personal técnico de la Estación de Ciencias Mariñas Illa de Toralla (ECIMAT) de la Universidade de Vigo y al Personal técnico del Centro de Investigación Marina de Santa Pola (CIMAR).

Trabajo realizado con el apoyo del Consello Social de la Universidad de Vigo, el proyecto Redes de Investigación en Docencia Universitaria de la UA (3606) y las Ayudas Complementarias para prácticas de campo de la Facultad de Ciencias de la UA.

REFERENCIAS

- 1 - González, J.; Wagenaar, R. (coord.). 2003. Tuning Educational Structures in Europe: Informe Final Fase Uno. Bilbao: Universidad de Deusto.
- 2 - Echevarría, B. 2001. “Configuración actual de la profesionalidad.” *Letras de Deusto*, Núm. 31, páginas 35-55. 2001.
- 3 - Rey, B. 1996. *Les compétences transversales en question*. París: ESF, 1996.
- 4 - González-Correa, J. M., Giménez-Casaldueiro, F., Zubcoff Vallejo, J. J., Hernández Hernández, M. P., Y Fernández-Torquemada, Y. 2010. Experiencia práctica de integración de conocimientos entre las asignaturas de biología marina e inferencia estadística de segundo curso de Biología.
- 5 - Álvarez, J.A. y Roca, J. 2008. Integración de dispositivos RFID como metodología ABP en el contexto del EEES. VIII Congreso de Tecnologías Aplicadas a la Enseñanza de la Electrónica - TAAE 2008. <http://taee2008.unizar.es/papers/p121.pdf>

***Atagama gibba* Pruvot-Fol, 1951 (Gastropoda: Discodorididae) y *Onchidoris bilamellata* (Linné, 1767) (Gastropoda: Onchidorididae), dos nuevas citas para la Península Ibérica**

Bruno Almón, Jacinto Pérez, Diego Ferreras & Juan trigo

Grupo de Estudio do Medio Mariño (GEMM), Puerto Deportivo s/n. 15960 Ribeira. A Coruña. España

RESUMEN

Los muestreos que el Grupo de Estudio do Medio Mariño (GEMM) lleva a cabo de forma continuada en la Ría de Arousa han dado como resultado el hallazgo de dos especies no citadas con anterioridad en aguas de la Península Ibérica: *Atagama gibba*, Pruvot-Fol, 1951 y *Onchidoris bilamellata* (Linné, 1767). En ambos casos se añaden nuevos datos sobre los hábitos de alimentación de ambas especies y se dan detalles del número de ejemplares observados, que confirma la presencia de poblaciones estables en nuestra zona. Además, en el caso de la primera, sería la cita más al sur publicada y en el de la segunda, la más al sur dentro de aguas europeas.

INTRODUCCIÓN

Atagama gibba es una especie que puede considerarse muy rara ya que son muy pocas las citas reconocidas desde su descripción en 1951 en el Mediterráneo francés: dos en el Sudoeste de Inglaterra [1], y otros registros en Italia y Francia sin publicar. En Europa pueden encontrarse dos especies dentro de éste género [2] *A. gibba* y *A. rugosa*.

Onchidoris bilamellata es una especie cuya distribución [1] abarca el Atlántico Norte y Pacífico norte hasta California. Se trata de una especie que se encuentra en grupos compuestos por un gran número de individuos. En Europa están citadas hasta 13 especies diferentes en éste género [2]. Ambas son la primera cita para la Península Ibérica y por tanto, el límite más al sur conocido para las mismas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los muestreos se llevaron a cabo mediante inspección visual, toma de fotografías y muestras para su estudio en el laboratorio, durante una serie de inmersiones con equipo autónomo de buceo que el Grupo de Estudio do Medio Mariño (GEMM) realiza de forma continuada en aguas de la Ría de Arousa, con el objeto de catalogar y hacer un seguimiento de la fauna submarina en las costas de Galicia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

OPISTHOBRANCHIA Milne Edwards, 1848

NUDIBRANCHIA Blainville, 1814

Family DISCODORIDIDAE Bergh, 1891

Atagama gibba Pruvot-Fol, 1951

Un total de 19 ejemplares fueron localizados entre Agosto de 2013 y Agosto de 2014 en la Ría de Arousa.

En las inmersiones realizadas no sólo se tuvieron en cuenta los contactos visuales, sino que además se anotaron diferentes datos y se recogieron algunas muestras que resultaron relevantes. Debido a que no hay ninguna mención al respecto en la bibliografía consultada estos serían, por tanto, los primeros datos registrados sobre esta especie. Así, cabe destacar que en las dos últimas fue posible observar a los ejemplares indicados desplazándose sobre poríferos. Se recogieron muestras de los mismos y se conservaron en alcohol absoluto para realizar posteriormente su determinación, dando como resultado en todos los casos que la especie se trataba de *Haliclona cinerea* (Grant, 1826), que como todas las de este mismo género son altamente polimórficas y policrómicas. Las referencias halladas sobre esta especie en la bibliografía consultada, aclaran tan sólo que se alimenta de esponjas, sin especificar en ningún caso la especie, ni tan siquiera el género.



Fig 1. *Atagama gibba*

También se observó que existen diferentes morfotipos de *A. gibba* que se asocian presumiblemente con el morfotipo de porífero del que se alimentan, encontrándose ejemplares de una coloración prácticamente albina en los hallados sobre *H. cinerea* de coloración blanca hasta otros pardo

violáceos que fueron encontrados sobre las formas violáceas de las mismas.

De entre los datos indicados, cabe destacar que tan sólo se observaron individuos realizando las puestas o bien alrededor de ellas en los meses de Julio y Agosto. No se conocen tampoco datos al respecto en otras áreas en las que ha sido encontrada dicha especie, por lo que no se sabe si las temperaturas en aguas de la Ría de Arousa provocan que la puesta se realice antes, después o al mismo tiempo que en las mismas. En los datos consultados del Instituto Español de Oceanografía en las fechas en las que se realizaron las inmersiones, las variaciones oscilan entre los 15° y los 19° centígrados en superficie.

Otro dato relevante es que tras 30 años de observaciones en la Ría de Arousa con más de 8000 inmersiones realizadas, nunca antes se había constatado la presencia de esta especie, por lo que el haber observado un total de 19 ejemplares en el plazo de un año, no deja de ser sorprendente. No se conoce el motivo ni el vector por los que ha llegado a nuestras aguas o bien si ha sido posible simplemente por el calentamiento paulatino observado en las mismas en los últimos años, lo que ha contribuido a que numerosas especies de invertebrados marinos se hayan afincado en las Rías Baixas y más concretamente en la Ría de Arousa.

OPISTHOBRANCHIA Milne Edwards, 1848

NUDIBRANCHIA Blainville, 1814

Family ONCHIDORIDIDAE Gray, 1827

Onchidoris bilamellata (Linné, 1767)



Fig. 2. *Onchidoris bilamellata*

Grupo de al menos 30 ejemplares realizando una puesta masiva observado a 18 metros de profundidad.

Agregaciones de gran número de individuos de esta especie para realizar las puestas ya eran conocidas desde principios del siglo XX [3] y posteriormente citadas en diferentes ocasiones [1]. El tamaño de los ejemplares adultos que realizan las puestas puede llegar a los 40 milímetros de longitud, mientras que los ejemplares observados en la Ría de Arousa oscilaban tan sólo entre los 8 y los 12 milímetros.

En el norte de Reino Unido se ha observado que las puestas en esta especie se realizan entre Diciembre y Abril [4], pero que en ocasiones, posteriormente, puede haber un período adicional en verano motivado por condiciones ambientales favorables en las que los individuos tienen una maduración precoz. Los ejemplares observados en la Ría de Arousa, por tanto, coinciden con este segundo período adicional.

En la bibliografía consultada, se indica que *O. bilamellata* es un predador del balano *Semibalanus balanoides* (Linné, 1767) [4,5] y que las primeras fases planctónicas de esta inducen a la colonización de la primera. La diferencia observada con respecto a los ejemplares hallados en la Ría de Arousa estriba en que estos últimos fueron encontrados sobre superficies tapizadas del balano *Verruca stroemia* (Müller, 1776). En Galicia también es posible hallar la especie *S. balanoides*, por lo que este es un nuevo dato sobre los hábitos de alimentación de *O. bilamellata*.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a los miembros del GEMM la ayuda prestada en la realización de los muestreos. Igualmente, agradecemos a la Universidad de Cádiz, y en especial a la profesora Dña. Milagrosa C. Soriguer, la ayuda prestada para posibilitar la presentación de este trabajo.

REFERENCIAS

- 1 - RUDMAN, W.B., 2001 (November 4) *Atagema gibba* Pruvot-Fol, 1951. [In] Sea Slug Forum. Australian Museum, Sydney. <http://www.seaslugforum.net/factsheet/ataggibb>
- 2 - CLEMAN (2015) Taxonomic Database on European Marine Mollusca. Muséum National d'Histoire Naturelle Department of Systematics & Evolution. Paris
- 3- PELSENEER, P. (1922) Sur une habitude de *Doris bilamellata*. *Annls. Soc. roy. zool. Belg.*, 53: 28-32.
- 4- Claverie, T., & Kamenos, N. A. (2008). Spawning aggregations and mass movements in subtidal *Onchidoris bilamellata* (Mollusca: Opisthobranchia). *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 88(01), 157-159.
- 5- TODD, C.D. (1979) The population ecology of *Onchidoris bilamellata* (L.). (Gastropoda: Nudibranchia). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 41(3): 213-255.

Estudio de la distribución de las diferentes especies de los géneros *Aristeus* y *Solenocera* a lo largo de las costas africanas, en base a ejemplares provenientes de campañas de evaluación pesquera

Bruno Almón Pazos¹, Jose A. Cuesta² & Eva García-Isarch¹

¹ Centro Oceanográfico de Cádiz, IEO, Puerto Pesquero - Muelle de Levante, s/n, 11006, Cádiz. España

² Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía, CSIC, Avenida República Saharaui, 2, 11519 Puerto Real, Cádiz, España

RESUMEN

El estudio y seguimiento de la actividad pesquera es una herramienta de gran utilidad de cara a lograr su sostenibilidad, así como para maximizar su aprovechamiento, especialmente en aquellas zonas donde la escasa información disponible podría dar lugar a una gestión inadecuada y por lo tanto a un impacto importante sobre los recursos. La composición de especies de interés económico puede variar a lo largo del tiempo, por lo que resulta fundamental tener un conocimiento del conjunto de los organismos que de alguna manera, forman parte o son influidos por la actividad pesquera. El presente estudio se centra en dos géneros de crustáceos (*Aristeus* y *Solenocera*) con una presencia importante en las capturas que los buques pesqueros realizan en los caladeros incluidos en el área de estudio. Ésta abarca la costa atlántica africana, así como la costa de Mozambique, y la costa atlántica y mediterránea españolas. Se han estudiado más de 300 ejemplares pertenecientes a los citados géneros, tanto desde el punto de vista morfológico como molecular, con el objetivo principal de aportar información nueva sobre la distribución de las especies, así como delimitar más claramente los límites de sus distribuciones.

INTRODUCCIÓN

El concepto de biodiversidad hace referencia, de forma general, a la gran variedad de seres vivos que habitan en el planeta, así como las variantes genéticas que han surgido a lo largo de la evolución. Este concepto, tan en boga en la actualidad, resulta incompleto si no tenemos en cuenta además las relaciones que existen entre los elementos del ecosistema, ya que la interacción entre las especies y de éstas con el ambiente, representa la principal fuerza motora de la evolución.

Las actividades humanas tienen un gran impacto en este proceso evolutivo, generando una disminución de la biodiversidad a nivel global y por tanto afectando a la estructura de los ecosistemas. Entre las numerosas herramientas que contribuyen a mejorar el conocimiento de la biodiversidad, es muy destacable el papel que las colecciones de referencia de organismos tienen como fuente de información básica y de incalculable valor como acervo representativo de la biodiversidad florística y faunística de una región o localidad.

En el año 2007, se crea en el Centro Oceanográfico de Cádiz, la Colección de Crustáceos Decápodos y Estomatópodos del Centro Oceanográfico de Cádiz (CCDE-IEOCD).

La idea central de este trabajo surge de la posibilidad de disponer de este material procedente de diferentes partes del mundo, seleccionando especies interesantes desde el punto de vista biológico, taxonómico y biogeográfico, de

manera que la información obtenida pueda ser de utilidad para la gestión pesquera y el conocimiento general de la biodiversidad de crustáceos de la zona.

Las especies seleccionadas, pertenecen a dos géneros diferentes: *Aristeus* y *Solenocera*.

Género *Aristeus* Duvernoy, 1840

Existen tres especies de este género citadas en el área de estudio: *A. antennatus*, *A. varidens* y *A. virilis*.

A. varidens es una especie morfológicamente muy similar a *A. antennatus*, siendo solamente unas pocas características morfológicas las que permiten diferenciarlas. Sin embargo existen ciertas discrepancias en cuanto a la identificación de *A. antennatus*, especialmente en el caso de las poblaciones Mediterráneas. Además, los estudios morfológicos recientes sobre esta especie son escasos o casi inexistentes, por lo que la posibilidad de que una variación en un carácter morfológico de este tipo dentro de poblaciones de una misma especie ocurra, no está descartada.

Género *Solenocera* Lucas, 1849

Dentro del área de estudio encontramos 5 especies de este género: *S. membranacea*, *S. africana*, *S. algoensis*, *S. comata* y *S. choprai* las dos últimas presentes en el Indo-Pacífico y *S. algoensis* en el Canal de Mozambique y Sudáfrica.

S. membranacea se consideró inicialmente distribuida por todo el Mediterráneo y Atlántico oriental, desde Irlanda hasta África del Sur [1] a pesar de que ya en 1917, Stebbing había descrito otra especie, *S. africana* que se correspondía con las formas hasta el momento consideradas *S. membranacea* distribuidas en la zona tropical, desde las islas de Cabo Verde hasta Sudáfrica.

De acuerdo con las revisiones realizadas por [2], la descripción de *S. africana* realizada por Stebbing en 1917, ha sido cuestionada en numerosas ocasiones lo cual podría explicar por qué no fue tenida en cuenta hasta bastante más tarde.

A día de hoy *S. africana* se considera una especie válida y diferenciada de *S. membranacea*, con distribuciones separadas en la mayor parte de su rango aunque existen ciertas zonas donde parece haber cierto solapamiento e incertidumbre taxonómica debido a que los principales caracteres taxonómicos utilizados para su separación se hacen en estas zonas, menos marcados.

MATERIAL Y MÉTODOS

La metodología que utilizada se basa en la comparación de los caracteres morfológicos descritos para las especies que, según la bibliografía se distribuyen dentro del área de estudio, mediante la utilización de una lupa binocular Nikon SMZ-1000 que permite estudiar en detalle caracteres no apreciables a simple vista.

Estos análisis se complementaron con la información obtenida por medio de análisis moleculares.

El protocolo a seguir se basa en una modificación del descrito como Chelex 10% en [3]. Las dos secuencias obtenidas (forward y reverse) se editaron mediante el software Chromas versión 2.0, para cada una de las muestras, comparándolas entre sí y con las disponibles para otras especies cercanas. Mediante estos procedimientos, se elaboró un árbol de distancias filogenéticas para ilustrar el grado de parentesco entre las diferentes especies/ejemplares.

Los mapas de distribución de especies se ha realizado mediante el empleo de sistemas de información geográfica de software libre QGIS, versión 2.8.2.

Hasta la fecha, se han revisado un total de 300 individuos pertenecientes a 10 especies diferentes, de las cuales 8 pertenecen a los géneros objeto de estudio y otros dos a otros géneros de la familia Solenoceridae (*Hadropenaeus* y *Haliporoides*)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Entre los ejemplares de *Aristeus* provenientes del Mediterráneo, se han detectado variaciones en la presencia de espina terminal en la cara dorsal del tercer segmento abdominal. La presencia de individuos carentes de espina o cualquier rastro de ella, podría sugerir que la variación de este carácter es mayor de lo que se pensaba. Ante esta situación, se han incorporado otros caracteres al análisis morfológico comparativo, lo que ha confirmado que incluso los ejemplares anómalos, pertenecen a la especie *A. antennatus*.

Tras la revisión de los ejemplares de *Solenocera* disponibles, podemos afirmar, que son la quilla en el tercer segmento abdominal, y el petasma de los machos, los mejores caracteres a emplear para diferenciarlas. No obstante, es necesario remarcar que ambas especies poseen quilla, pero mientras que en *S. membranacea* se trata más de una carena normalmente poco marcada y con una altura constante a lo largo de todo el segmento, dando la apariencia de una carina recta, en el caso de *S. africana* la quilla tiene forma de cresta, descendiendo en altura hacia el final del segmento.

Estas diferencias se hacen menos patentes en las zonas de solapamiento, donde estos caracteres se hacen más sutiles y la separación de ambas especies se vuelve más complicada.

Tras la revisión detallada de los ejemplares disponibles, esta situación se complica más aún, ya que se ha detectado la presencia de una "forma intermedia" entre ambas, que además se distribuye en la zona de solapamiento de las otras dos. Las características morfológicas de esta nueva "forma" nos lleva a pensar que se trate de una especie diferente, que geográficamente se encuentra distribuida entre ambas, pero que se aleja de ellas en diferentes aspectos.

Los análisis moleculares sustentan esta primera impresión, ya que el parentesco reflejado en los árboles filogenéticos obtenidos indica una mayor relación mucho más próxima entre *S. membranacea* y *S. africana*, pero separa la "forma intermedia" en otro grupo totalmente diferente, situado entre las dos especies conocidas en el Atlántico y aquellas utilizadas como outgroup provenientes de otras zonas del planeta.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a la Universidad de Cádiz, y en especial a la profesora Dña. Milagrosa C. Soriguer, la ayuda prestada para posibilitar la presentación de este trabajo. De la misma forma, queremos dar las gracias al personal del centro oceanográfico de Cádiz por facilitarnos el acceso a los laboratorios y material de trabajo.

REFERENCIAS

- 1 - R. Zariquiey Alvarez, *Crustaceos Decapodos Ibericos*, vol. 32. 1968.
- 2 - A. Crosnier and J. Forest, "Les crevettes profondes de l'atlantique oriental tropical," *Faune Tropicale*, vol. 19, pp. 1-409, 1973.
- 3 - A. Estoup, C. R. Largiader, E. Perrot, and D. Chourrout, "Rapid one-tube DNA extraction for reliable PCR detection of fish polymorphic markers and transgenes," *Mol. Mar. Biol. Biotechnol.*, vol. 5, no. 4, pp. 295-298, 1996.

Antarctic benthic organisms at the shallow waters of Deception Island (South Shetland Islands, Antarctica): the recovery after a volcano eruption

Carlos Angulo-Preckler¹, Blanca Figuerola¹, Amelia Gomez², Juan Moles¹, Laura Nuñez-Pons³, Sergi Taboada⁴, Jordi Rull², Ana Riesgo⁴, Francisco Javier Cristobo, María Bas¹ y Conxita Avila¹

¹ Department of Animal Biology (Invertebrates), University of Barcelona & Biodiversity Research Institute (IrBIO).

² Department of Natural Products (Pharmacy), University of Barcelona.

³ Smithsonian Tropical Research Institute (STRI), Bocas del Toro Labs, Panamá.

⁴ Department of Live Science, The Natural History Museum of London.

ABSTRACT

Deception Island is an active volcano with an internal bay, Port Foster. After the last eruption in 1970, an abundant epibenthic fauna has been established there with a significant increase in abundances of echinoderms (*Odontaster validus*, *Ophionotus victoriae*, and *Sterechinus neumayeri*), as dominant epifauna within the caldera, together with sediment-feeding communities. The ACTIQUIM cruises have helped to describe the megabenthos of the shallow subtidal areas of Deception Island, from the entrance to far inside the caldera, including algal communities. In particular, during the austral summers of 2008-2010 and 2011-2013, sampling was carried out mainly inside the bay, and to a lesser extent, outside the bay. Epifauna was qualitative scored as presence vs. absence, mainly due to the different sampling efforts done in the different localities and over the years. A total of 16 phyla and 115 species were collected, including an important macroalgae diversity (more than 20 species), out of ca. 900 samples. Moreover, our data showed more epifaunal species than previously reported in all sites surveyed, with a dramatic decline pattern in biodiversity as the distance increased from the bay entrance. However, we suggest here that the distance to the open sea, related to a recolonization from external waters, may not be the only reason for this pattern. In fact, sediment flux rates and substrate instability seem likely to be common disturbances largely conditioning the benthic community assemblages in Deception Island, forcing these communities to a dominance of sediment-feeding organisms at the most internal locations.

Relación espacio-temporal de las llegadas de medusas en las playas de Alicante (SE, Spain) en relación a la orientación de las playas y la afluencia de bañistas.

Arcas Sen, E¹, Guillén, J.E.²

¹ Universidad de Alicante, Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Alicante (España)

² Instituto de Ecología Litoral, El Campello (España)

RESUMEN

En el presente trabajo se ha estudiado la evolución espacio-temporal de las medusas en la provincia de Alicante (España) en relación a la orientación y ocupación de las playas, así como de la dirección de los vientos predominantes en los veranos de 2010-2015. Los resultados muestran que se producen más picaduras en playas con orientación S (de ocupación media y alta), y cuando aumenta la temperatura. También se observa un patrón en el que existen más picaduras cuando los vientos proceden del E.

INTRODUCCIÓN

Las medusas se producen de forma natural en las aguas costeras del Mediterráneo [1, 2, 3]. A pesar de la amplia percepción de que sus números están aumentando [4], hay una falta de datos sobre abundancia a largo plazo para confirmar esta hipótesis [5, 6]. Por otro lado, existe la preocupación entre los académicos, gestores y público en general [4] de que un aumento de la frecuencia en las floraciones o *blooms* de medusas tengan un efecto perjudicial en una serie de sectores económicos, incluyendo la pesca y el turismo. En muchos casos estos fenómenos han mermado el atractivo recreativo de las playas y las aguas de baño [6, 7].

Una de las principales causas de la arribada de medusas en las costas de la Comunidad Valenciana se atribuye a la incidencia de los vientos [8]. Sin embargo, estas arribadas de medusas no se producen por igual a lo largo de la línea de costa, si no que varían entre playas. En este estudio se aborda la orientación de la costa y el grado de afluencia turística de las playas como factores que a su vez pueden condicionar el número de picaduras registrado.

Actualmente hay muchos fenómenos que pueden favorecer los *blooms* de medusas, tales como a) la temperatura del agua (ya que favorece la reproducción sexual), b) la sobrepesca (menor abundancia de peces implica menor competencia por la comida entre las medusas y las larvas), c) la eutrofización (un aumento de los nutrientes en el agua conduce a *blooms* algales y posteriormente *blooms* de medusas), d) y la frecuencia de ciertos vientos y el curso de las corrientes marinas (debido a que son animales planctónicos que se desplazan gracias a las corrientes marinas) [8, 9].

En la distribución de las medusas más abundantes en el litoral de la Comunidad Valenciana, se destaca *Rhizostoma pulmo*, *Pelagia noctiluca* y *Cotylorhiza tuberculata*, que responden a un patrón de llegada por oleadas a toda la costa, en función de vientos y corrientes marinas de

procedencia E y NE, las dos primeras y *C. tuberculata* también de vientos del S [8].

Los objetivos de este estudio son i) comprobar si se ha producido un aumento en las poblaciones de las medusas desde 2010, ii) encontrar causas de las agregaciones de medusas y iii) ver si existe un patrón temporal de llegada de las diferentes especies de medusa.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los datos se han obtenido a través de observadores y de los informes de las picaduras de medusas recogidos por los servicios de socorrismo de diferentes municipios, así como de datos propios del Instituto de Ecología Litoral y de observadores voluntarios.

Para el primer objetivo se han usado los datos de las picaduras de todas las playas de El Campello y Santa Pola, de los meses de Junio a Septiembre durante el período 2010-2015. Con ellos se ha realizado una gráfica para observar la tendencia temporal de las picaduras de medusa, y por tanto de la incidencia de éstas en las costas alicantinas.

El segundo objetivo, causas de formaciones de *blooms* de medusas, consta de dos partes, a) comprobar si las picaduras de medusas están relacionadas con la ocupación y la orientación de las playas y, b) si las picaduras dependen de la temperatura del agua y la dirección de procedencia del oleaje. En el caso a) se ha realizado un ANOVA con el programa R estadístico usando como factores la ocupación de las playas (niveles “media” y “alta”) y la orientación (niveles NE, E, SE, S). Para ello se han usado los datos de las picaduras de las medusas recogidos en los meses Julio y Agosto, de los años 2014 y 2015, por presentar un número suficiente de playas y picaduras. En el caso b) se ha realizado una regresión múltiple, con el programa R estadístico, con los datos recogidos de cada día (solo se usaron para el análisis los días de los que se disponían datos) en los meses de Junio a Septiembre, de los años 2010, 2011 y 2012.

Para el último objetivo se realiza un ANOVA con cada una de las especies de las que se tienen avistamientos, en los meses de Abril a Octubre, de los años 2010 y 2011, de diferentes localidades [10].

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la evolución de las picaduras de medusas desde 2010 a 2015 durante los meses estivales, encontramos los máximos en el mes de Agosto en todos los años (lo que también se puede atribuir al incremento de bañistas, ya que Agosto es el mes más turístico), pero cabe destacar que el número de picaduras total fue mayor en los años 2010 y 2011 respecto al resto.

La fig. 1, muestra que existen diferencias significativas entre el número de picaduras respecto a la orientación de las playas, habiendo más picaduras en las playas con orientación S, tanto de ocupación alta como media.

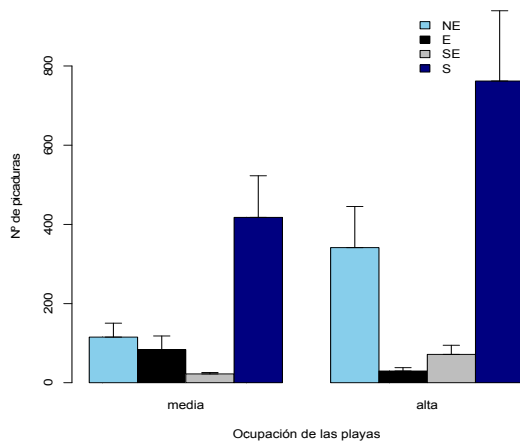


Fig. 1. Relación entre las picaduras de medusas con la orientación y ocupación de las playas (2014-2015).

Existe una relación positiva entre la temperatura del agua y el número de picaduras de medusas, produciéndose más picaduras cuanto mayor sea la temperatura, algo que también puede ser debido a que el incremento de la temperatura propicia un aumento de bañistas en las playas.

Al relacionar las picaduras de medusas con la dirección de procedencia del oleaje podemos observar una tendencia en la que se producen más picaduras cuando los vientos proceden del E (90-110°), fig. 2.

La tendencia de llegada de las diferentes especies de medusas que se encuentran en la provincia de Alicante, excluyendo *Olindias phosphorica*, *Carybdea marsupialis* y *Velevella velevella*, muestra que las especies dominantes durante los meses estivales son *C. tuberculata*, (con su máximo en septiembre) y *P. noctiluca* y *R. pulmo* (con sus máximos en agosto), asociadas con vientos del E. En los meses pre-estivales se observa la presencia de *C. hysoscella* y *P. physalis* asociadas a corrientes del Estrecho de Gibraltar (vientos del S, SW).



Fig. 2. Relación entre la dirección de procedencia del oleaje y el número de picaduras de medusas (2010-2012)

REFERENCIAS

- 1 - Calvo, E., Simó, R., Coma, R., Ribes, M., Pascual, J., Sabatés, a, Gili, J. & Pelejero, C. 2011. Effects of climate change on Mediterranean marine ecosystems: the case of the Catalan Sea. *Clim. Res.* 50, 1–29. doi:10.3354/cr01040
- 2 - Gili, J.M., Pages, F., Sabatés, A. & Ros, J.D. 1988. Small-scale distribution of a cnidarian population in the western Mediterranean. *J. Plankton Res.* 10, 385–401. doi:10.1093/plankt/10.3.385
- 3 - Goy, J., Morand, P. & Etienne, M. 1989. Long-term fluctuations of *Pelagia noctiluca* (Cnidaria, Scyphomedusa) in the western Mediterranean Sea. Prediction by climatic variables. *Deep Sea Res. Part A. Oceanogr. Res.* Pap. 36, 269–279. doi:10.1016/0198-0149(89)90138-6
- 4 - Canepa, A., Sastre, S., Piñol, L. & Fuentes, V. 2013. Thirty years of jellyfish blooms in Catalonia: Narratives and empirical evidences, in: *Fourth International Jellyfish Bloom Symposium*. Hiroshima, Japan.
- 5 - Pauly, D., Graham, W., Libralato, S., Morissette, L. & Palomares, M.L.D. 2009. Jellyfish in ecosystems, online databases, and ecosystem models. *Hydrobiologia* 616, 67–85. doi:10.1007/s10750-008-9583-x
- 6 - Purcell, J., Uye, S. & Lo, W. 2007. Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans: a review. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 350, 153–174. doi:10.3354/meps07093
- 7 - Richardson, A.J., Bakun, A., Hays, G.C. & Gibbons, M.J. 2009. The jellyfish joyride: causes, consequences and management responses to a more gelatinous future. *Trends Ecol. Evol.* 24, 312–22. doi:10.1016/j.tree.2009.01.010
- 8 - Guillén, J. E., Gras Olivares, D., Martínez Vidal, J., & Triviño Pérez, A. 2013. Monitoring the abundance of jellyfish off the coast of Valencia (Spain) during the summer period (2009-2012). *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 40:537.
- 9 - Boero, F. 2013. *Review of jellyfish blooms in the Mediterranean and Black Sea*. Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean. No. 92. Rome, FAO. 53p.
- 10 - Smith, R. A., Levine, T. R., Lachlan, K. A., & Fediuk, T. A. 2002. The high cost of complexity in experimental design and data analysis: Type I and type II error rates in multiway ANOVA. *Human Communication Research*, 28(4), 515-530.

Interactions between wild Atlantic Bluefin Tuna and Mediterranean off-shore fish farms

Pablo Arechavala-Lopez & Pablo Sanchez-Jerez

Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Universidad de Alicante.

ABSTRACT

In recent years, Atlantic Bluefin Tuna (ABT) *Thunnus thynnus* is being observed to increasingly and more frequently aggregate around Mediterranean offshore fish farms, which act as fish aggregations devices (FADs). Potential interactions between aggregations of ABT and offshore fish farms were assessed through a questionnaire survey aimed at fish farmers and stakeholders from Spain, Italy, Croatia, Malta, Greece and Turkey. Farm-aggregated ABT were reported from >95% of total farms, forming small groups of around 10 individuals or less in case of sea bream, sea bass and meagre farms, but comprised hundreds of aggregated individuals around tuna farms. The weight of wild ABT individuals recorded ranged from 50 kg to 600 kg, and in most of the cases, the first sightings occurred in the early 2000. Overall, aggregated wild ABT are commonly observed throughout the whole year, although more frequent and larger groups are generally reported during the summer months or warmer seasons (from May to October). Moreover, the daily presence of ABT was reported to occur over the whole 24 h day period, but was especially noted to occur in the vicinity of fish farms during the morning hours when farm operational activities are higher, apparently the wild ABT exhibited curiosity for the presence of divers and boats. Survey results indicated that ABT interacts with fish cages foraging on fish discards, on the surplus feed fish supplied on caged tuna, or on the small pelagic fish aggregated around facilities. Sometimes, ABT cause mortalities due to stress or provoke escape events, generating economic losses to farmers. Since the interactions may have implications for aquaculture and marine ecology, enhanced management strategies are needed for the conservation of endangered Mediterranean stocks of ABT, as well as for sustainable development of aquaculture and fishery activities.

INTRODUCTION

Marine wild fish are attracted to a wide variety of natural and artificial structures in coastal areas, commonly termed fish aggregation devices (FADs) [1]. The floating structures of coastal fish farms themselves act as FADs, providing shelter and an abundance of food for a large variety of pelagic and demersal fish species that are of both ecological and economic importance. In the Mediterranean, several studies have reported high abundances of farm-aggregated wild species, with around 40 different species being reported [2]. The most commonly recorded families observed aggregated around offshore fish farms are Clupeidae, Sparidae, Mugilidae and Carangidae, which use trophic resources associated with fish farms, such as surplus food pellets or particulate organic matter. However, the abundance and assemblage composition of such aggregations vary significantly across different geographical areas, farms and seasons. Assemblages of small wild fish aggregated in large numbers around fish farms also attract larger predatory species, such as Atlantic Bluefin Tuna (ABT; *Thunnus thynnus*), due to the increased foraging opportunities (Fig. 1). The presence of this species near off-shore fish farms in the Mediterranean has increased during recent years throughout the Mediterranean basin [3]. Due to the high economic and ecological importance of this species, the main aim of the present study was to assess the magnitude of the interactions of aggregated ABT with Mediterranean off-shore fish farms and their potential effects across the

Mediterranean Sea, discussing the management strategies for the conservation of Mediterranean ABT stocks and the sustainable development of aquaculture and fishery activities.



Fig. 1. Wild Atlantic Bluefin Tuna attracted to a Mediterranean fish farm feeding on discarded farmed fish beneath cages [3].

MATERIAL & METHODS

The existing knowledge about ABT aggregations around Mediterranean fish farms was assessed through questionnaires sent to known stakeholders and aquaculture technicians (i.e. fish farmers and divers) from Spain, Italy, Croatia, Malta, Greece and Turkey. In these questionnaires the following information was gathered: (1) general information on the farm installations, including cultured species (tuna, bream, bass and/or meagre), year of commencement of the activity, number of cages and production, distance from the shore and water depth; (2) data on sightings of ABT around the farms, including presence and first sight recorded at farm, fish size range, density, frequency, seasonality and daily occurrence; (3) information on interactions of ABT with fish farms, wild fish and local fisheries; and on the potential consequences for both the fish farm production and ABT. The relationship between the presence of ABT (in terms of density and size of the aggregated individuals) and farming activity (i.e. number of cages, fish production, farm depth and distance to shore) were examined through lineal regressions. The magnitude of these potential interactions was evaluated and discussed according to the results obtained from the questionnaires and existing literature.

RESULTS & DISCUSSION

Farm-aggregated ABT were reported from 28 fish farms (>95% of total farms), which represented a high frequency of occurrence. The reported ABT aggregations formed small groups of around 10 individuals or less in case of sea bream, sea bass and meagre farms, but comprised hundreds of aggregated individuals around tuna farms. In all cases, the weight of wild ABT individuals recorded from the farms ranged from 50 kg to 600 kg, regardless of the fish species cultured. The first sightings of wild ABT differed among fish farms, which might be due to changes in working staff at different facilities, although it in most cases ABT was first reported to be present around the farms in early 2000. Overall, aggregated wild ABT are commonly observed through-out the whole year, although more frequent and larger groups are generally reported during the summer months or warmer seasons (from May to October). Interestingly, during the spawning sea-season, wild ABT are rarely seen, implying that breeding might be a trigger for migration to deeper waters, but they are again observed around cages in July. Moreover, the daily presence of ABT was reported to occur over the whole 24 h day period, but was especially noted to occur in the vicinity of fish farms during the morning hours when farm operational activities are higher; apparently the wild ABT exhibited curiosity for the presence of divers and boats.

It was observed that ABT not only forages on accidental fish discards (e.g. Fig. 1), but also on the surplus feed fish (herring, sardine and mixed pelagic fish) that are fed to the caged tuna or on the small pelagic fish such as herring or bogue entangled in the pen-net. However, when ABT feed on wild small pelagic fish aggregated around mariculture cages, they sometimes cause mortalities to the reared fish as a result of the stress endured; this mainly happens in the case of sea bass. Less common were reports that ABT is able to break into mariculture cages in search of food and consequently not only affects the fish rearing operations,

but also provoke escape events of reared fish, and therefore, generates economic losses to the farmers. Given the findings from the survey, there is an urgent and important need to improve knowledge about ABT behavior, especially since the increasingly common and frequent aggregations of wild ABT around Mediterranean fish farm facilities can produce negative interactions with aquaculture.

Therefore, such observations support our hypothesis that Mediterranean fish farms may act not only as a super-stimulus, misleading farm-aggregated ABT into making inappropriate habitat selection, but also serve as ecological traps. Even in the absence of any direct negative effects when in the vicinity of offshore fish cages, the sheer continuous presence of ABT individuals around fish farms, and the potential increase in the size of tuna aggregates, increases their vulnerability to capture and thus creates circumstances for the formation of an ecological trap, particularly if fishing interacts heavily with aquaculture sites. In addition, ABT individuals may have also modified their migratory behavior, since do not migrate out of the Mediterranean Sea during the winter, and remain in the vicinity of a fish farm throughout the year. This aggregation behavior may have indirect effects, some of which may be adverse for the species. First, ABT may be caught easily by sport or professional fishermen, increasing their vulnerability. Second, ABT may stress farmed fish, leading to economic losses to farmers. Because of the high relevance of ABT conservation, it is necessary to investigate this topic further and determine the positive and negative effects for fish farming and ABT conservation.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are very grateful to the anonymous collaborators from fish farms throughout the Mediterranean basin for sharing their knowledge with us. We also want to thank the scientific colleagues for their help with the distribution of questionnaires and Daniele Bracciaferri for sharing his pictures (i.e. Fig. 1).

REFERENCES

- 1 - Dempster, T., Tanquet, M., 2004. Analysis of the literature on fish aggregation devices (FAD) research: gaps in current knowledge and future research directions for studies of FAD-associated fish. *Rev. Fish Biol. Fish.* 14, 21–42.
- 2 - Sanchez-Jerez, P., Fernández-Jover, D., Uglem, I., Arechavala-López, P., Dempster, T., Bayle-Sempere, J.T., Valle Pérez, C., Izquierdo, D., Bjørn, P.A., Nilsen, R., 2011. Coastal fish farms as fish aggregation devices (FADs). In: Bortone, S.A., Pereira Brandini, F., Fabi, G., Otake, S. (Eds.), *Artificial Reefs in Fishery Management*. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL, pp. 187–208.
- 3 - Arechavala-Lopez, P., Borg, J. A., Šegvić-Bubić, T., Tomassetti, P., Özgül, A., & Sanchez-Jerez, P. (2015). Aggregations of wild Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus* L.) at Mediterranean offshore fish farm sites: Environmental and management considerations. *Fish. Res.*, 164, 178-184.

Latitudinal and depth variation of microzooplankton grazing across the tropical and subtropical Atlantic Ocean

Laia Armengol, Gara Franchy, Adriana Rodriguez-Santos & Santiago Hernández-León

Instituto de Oceanografía y Cambio Global, IOCAG, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Campus de Taliarte, 35214 Telde, Gran Canaria, Islas Canarias

ABSTRACT

Microzooplankton is the main phytoplankton consumer in the ocean and the grazing exerted has important implications for food-web dynamics and carbon cycling. Using the modified dilution method, we have measured growth and mortality rates for picophytoplankton populations, total phytoplankton and nanoplankton along the tropical and subtropical Atlantic Ocean at different depths (100%, 80% and 1% light). A section from 15°S in the oligotrophic waters off Brazil to 28°N was performed, crossing the areas of different productivities (the equatorial upwelling, the Guinea Dome, the oceanic upwelling off Cape Blanc in western Sahara, and the oligotrophic waters of the Canary Current). The southern basin, was characterized by high surface temperatures, low chlorophyll and deep DCM. Here we observed the highest mortality rates in contrast to lower values in the area characterized by the oxygen minimum zone (OMZ). The highest mortality rates were observed in the oceanic upwelling off northwest Africa, below the surface chlorophyll maximum. Highest mortality rates were obtained during the first 12 hours of the experiment, being lower in 24h experiments. In the high nutrient area mortality rates were higher during the last 12 hours of the experiment. A similar result was found in amended-nutrient experiments. However, in non-amended nutrient conditions, grazing was maximum during the first 12 hours. We suggest that organisms exploit nutrients until they are depleted, whereas when they are non-limiting its assimilation is carried out gradually along the entire experiment.

Understanding grazing experiments: length and nutrients addition effects

Laia Armengol, Gara Franchy, Adriana Rodriguez-Santos & Santiago Hernández-León

Instituto de Oceanografía y Cambio Global, IOCAG, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Campus de Taliarte, 35214 Telde, Gran Canaria, Islas Canarias

ABSTRACT

The dilution experiment is the most used method for measuring microzooplankton grazing rates in the ocean. The 2-point method, a simplification of the dilution method, has achieved less tedious and more workable procedures during oceanographic cruises. Standard experiments consist in incubating whole seawater (WSW) and a dilution of 5% WSW for 24 hours. However, there is scarce information about how the length of experiments and nutrient additions affects grazing rates. Here we show that mortality rate varied depending on the experiment length and nutrient addition. During the first 12 h, mortality rates were variable, especially for *Synechococcus*. However, higher grazing rates were achieved during the last 12 h of incubation for picoeukaryotes, *Synechococcus*, *Prochlorococcus* and total phytoplankton. Moreover, the longer incubation, the lower mortality rates. Grazing rates over 24 h were not significantly different in nutrient amended or non-amended experiments. However, enriched nutrient experiments showed higher and more variable grazing rates during the first 12 h. These results suggest that longer experiments may underestimate mortality rates, and nutrient addition affects phytoplankton in the early hours of incubation.

Caracterización sedimentológica y asociaciones de foraminíferos de los fondos marinos de la Isla de Benidorm (Oeste del Mar Mediterráneo)

Francisco Asensio-Montesinos¹, Hugo Corbí² & Alfonso A. Ramos-Esplá^{3,4}

1. Grado en Ciencias del Mar (Universidad de Alicante). asensiomontesinos@hotmail.com

2. Departamento de Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente, Universidad de Alicante, Apdo. Correos 99, San Vicente del Raspeig, 03080 Alicante, España. hugo.corbi@ua.es

3. Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante, Apdo. Correos 99, San Vicente del Raspeig, 03080 Alicante, España. alfonso.ramos@ua.es

4. Centro de Investigación Marina de Santa Pola (CIMAR), Universidad de Alicante-Ayuntamiento de Santa Pola.

RESUMEN

En el presente trabajo se exponen los primeros resultados del estudio eco-sedimentológico de las asociaciones de foraminíferos bentónicos más representativos que habitan los fondos marinos que circundan la Isla de Benidorm. Se recogieron muestras de sedimento representativas de los distintos ambientes mediante buceo autónomo. El sedimento del fondo está compuesto principalmente por arena con grava con un alto contenido en bioclastos. Se ha documentado una alta diversidad en la comunidad de foraminíferos, dominados por epífitos típicos de praderas de *Posidonia oceanica*, pudiéndose identificar un total de 21 especies. El trabajo permite establecer inferencias entre la profundidad, la proporción de foraminíferos planctónicos y la distribución de ciertas especies de foraminíferos bentónicos. Finalmente, la investigación sugiere que los fondos marinos de la Isla de Benidorm pueden servir como área de estudio para futuras investigaciones donde se utilicen los foraminíferos como bio-indicadores de condiciones ambientales relacionadas con la contaminación o deterioro de zonas marinas protegidas.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas marinos litorales que rodean la Isla de Benidorm son considerados de los más importantes del SE Ibérico por su gran valor medioambiental; así como, por sus actividades marinas recreativas, como el buceo o la navegación [1]. Respecto a la Isla de Benidorm, tiene un área total de 6,6 hectáreas y se encuentra a 3,5 kilómetros de la costa, es la prolongación de la Serra Gelada y está constituida por materiales del cretácico. El alto valor ambiental de los fondos que la rodean ha llevado a numerosas peticiones para su declaración como reserva marina [2]. Desde el 2005 se creó el Parque Natural Marítimo Terrestre de la Serra Gelada, que abarca una superficie protegida de 5564 hectáreas, de las cuales el 86% corresponden al medio marino, donde se encuentra la isla y el área de estudio. (Fig. 1).

Este trabajo pretende llevar a cabo una primera aproximación de la distribución de los foraminíferos bentónicos del piso infralitoral de la Isla de Benidorm, identificando las principales especies y estudiando posibles relaciones entre su frecuencia relativa con el tipo de sedimento, la profundidad a la que fueron recogidos o las características del medio. Así como comparar las distintas zonas estudiadas y ver si existen diferencias entre ellas.

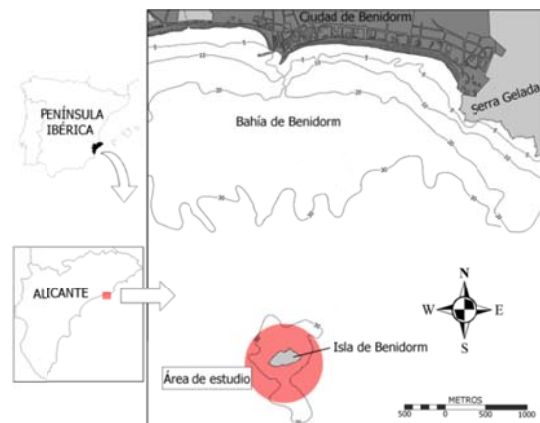


Fig. 1. Localización del área de estudio.

MATERIAL Y MÉTODOS

De Septiembre de 2014 a Enero de 2015, se realizó un muestreo en siete puntos circundantes a la Isla de Benidorm donde se recogieron, mediante inmersiones con equipos de buceo con escafandra autónoma, 7 muestras de

sedimento del fondo marino, situadas entre -13 y -25 metros. De forma complementaria se tomaron una serie de fotografías y anotaciones como las coordenadas de cada punto de muestreo y la geomorfología de cada zona muestreada. Las muestras se lavaron en el laboratorio y se dejaron secando 24h a 90°C. Posteriormente, se realizó una granulometría para separar el sedimento en distintas fracciones de tamaño (8, 4, 2, 1, 0.5, 0.25, 0.125 y 0.062 milímetros). Tras el análisis granulométrico realizado con el programa Gradistat© [3], se decidió estudiar los foraminíferos de la fracción de 0.125 mm. Se siguió el criterio taxonómico empleado por Colom (1974) [4]. Finalmente se realizó un conteo de 300 individuos de cada muestra, identificándolos en la medida de lo posible, a nivel de especie.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Geomorfológicamente, se han descrito los fondos marinos que rodean la Isla de Benidorm, los cuales presentan una variabilidad notable dependiendo de la zona de muestreo. Pudiendo encontrar fondos rocosos irregulares (con grietas, extraplomos), bloques, arena, y sedimento compuesto por una gran cantidad de bioclastos (púas de erizos, espículas de esponjas, restos de conchas, etc.). Por otra parte, se identificaron durante las inmersiones, las especies más representativas de algas, fanerógamas marinas y animales. La comunidad bentónica que aparece en el estudio está compuesta por especies de algas esciáfilas como *Flabellia petiolata*, *Codium bursa*, *Halimeda tuna*, *Dictyota dichotoma*, *Peyssonnelia* spp., o *Corallina* sp. entre otras. Hay algunas especies de organismos marinos que pertenecen al coralígeno, entre las que se encuentran: *Parazoanthus axinellae*, *Myriapora truncata*, *Halocynthia papillosa*, *Apogon imberbis*, *Spirastrella cunctatrix*, *Oscarella lobularis*, *Peltodoris atromaculata* o *Protula* sp. Cabe destacar la observación de otras especies de especial interés en los pisos infralitoral y circalitoral, como las praderas de *Posidonia oceanica*, el alga invasora *Caulerpa cylindracea* o los fondos de maërl.

Las muestras de sedimento marino se componen de arena y grava, generalmente están mal seleccionadas en cuanto a su distribución por tamaño. Se han identificado un total de 21 especies de foraminíferos, que se pueden incorporar a la bionomía actual del área de estudio. Otros ejemplares se han clasificado en grupos. Un 93% de foraminíferos son bentónicos, mientras que el otro 7% está compuesto por foraminíferos planctónicos (principalmente de géneros como *Globigerina* y *Globigerinoides*). El grupo de los miliólidos abarca el 30% del total de la asociación de foraminíferos. Al margen de este grupo, entre las especies bentónicas más comunes, tenemos *Rosalina bradyi*, *Lobatula lobatula*, *Peneroplis pertusus*, *Criboelphidium excavatum* y varias especies del género *Elphidium* como *E. aculeatum*, *E. macellum*, *E. crispum* y *E. complanatum*. También encontramos otras especies menos frecuentes como *Pileolina patelliformis*, *Asterigerinata mamilla*, *Planorbulina mediterraneensis*, *Spirillina vivipara*, *Textularia candeiana* y *Vertebralina striata*.

Las diferentes orientaciones de los fondos litorales de la isla, junto con las corrientes costeras y los vientos dominantes del nordeste, juegan un papel muy importante en cuanto a las características del sedimento y distribución de foraminíferos. La distribución del tamaño de partículas del sedimento está predeterminada por la geomorfología de los alrededores, por la presencia o ausencia de bloques de roca (de decimétrico a centimétrico) y la de proximidad de paredes de roca, así como las corrientes dominantes y el grado de influencia marina. La distribución de los foraminíferos bentónicos puede interpretarse en relación con la batimetría, tipo de sedimento y grado de condiciones marinas. El conjunto de foraminíferos está representado, por lo general, por taxones epífitos típicos de las praderas de *P. oceanica* y otras algas. El estudio sugiere que la distribución de *Rosalina bradyi*, el grupo *Elphidium* spp. y *Peneroplis pertusus* viene dada por la profundidad y la distribución espacial de las praderas de *P. oceanica*.

Se ha observado una buena correlación positiva entre la proporción de foraminíferos planctónicos y la profundidad. De acuerdo con esto, se aplicó la fórmula propuesta por Van der Zwaan *et al.* (1990) [5] con el fin de relacionar la profundidad (paleobatimetría) inferida a través del porcentaje de foraminíferos planctónicos y la profundidad real a la que fueron cogidas las muestras, habiendo una diferencia de unos 25 metros aproximadamente entre ambas profundidades.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha desarrollado en el marco del proyecto de investigación GRE14-05 de la Universidad de Alicante.

REFERENCIAS

- 1 - Luna B, Valle C & Sánchez-Lizaso JL, 2009. Benthic impacts of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Area. *International Council for the Exploration of the Sea*, 2009: 517-523.
- 2 - Ramos AA, Sánchez JL, Aranda A y Guillen JE, 1993. Estudio bionómico de los fondos de la isla de Benidorm (SE Ibérico). *Publicación Especial del Instituto Español de Oceanografía* (11): 339-346.
- 3 - Blott SJ & Pye K, 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth surface processes and Landforms*, 26(11), 1237-1248.
- 4 - Colom G, 1974. Foraminíferos ibéricos: Introducción al estudio de las especies bentónicas recientes. *Investigación pesquera*.
- 5 - Van der Zwaan GJ, Jorissen FJ & De Stigter HC, 1990. The depth dependency of planktonic/benthic foraminiferal ratios: constraints and applications. *Marine Geology*, 95(1), 1-16.

Resilience of a *Zostera marina* L seagrass to physical disturbance caused by clam harvesting

Carlota Barañano, Emilio Fernández, Gonzalo Mendez & Jesús S. Troncoso

Facultad de Ciencias del Mar de Vigo

ABSTRACT

This paper deals with the study of the capacity of colonization of a fragmented subtidal seagrass meadow of *Zostera marina* L, due to the physical disturbance caused by the action of clam-harvesting. We compare the temporal evolution of various population variables of this seagrass and the animal community structure associated with it, in two defined areas by their differing degrees of involvement to the physical disturbance. At the beginning, the impacted area showed significantly lower shoot density and total biomass than in the non-impacted zone. The Above-ground growth rates of this species in the affected area was significantly higher than in the area not affected by the disturbance, which meant that after four months from the cessation of the extraction activity, the values of biomass and density in this seagrass reached similar values to those measured in the area not impacted. However a reduction of sexual reproductive effort of the population affected by the disturbance was detected, suggesting a reduction in genetic diversity and the presence of a potential seed bank. The community structure of bivalve showed 50% similarity between zones at the beginning of the study, four months after, the differences between these areas decreased showing a dissimilarity of 34%. The close season established for the recovery of stocks of bivalves exploited, while allowed the recovery of biomass levels and density of seagrass, brings out a change in the characteristics of the population affected by the disturbance.

INTRODUCTION

Physical disturbances are a significant source of local seagrass habitat destruction with the potential for large-scale cumulative impacts [1]. Direct impacts of traditional methods of clam harvesting on eelgrass populations are generated by the physical stress exerted by the dredging gear while moving along the seabed [2]. The main effect of this activity is the lifting of the substrate affecting the upper layers of sediment and, therefore, breaking and removing shoots and rhizomes of plants. Seedlings and the seed bank are especially vulnerable to this damage, as they have weak and shallow roots on the first stages of development, being uprooted by the horizontal drag force of the dredge. These stressors reduce the resilience of seagrass meadows in the face of other global-scale environmental changes [1].

A wide variability has been reported in the literature on the recovery rates associated with mechanical impacts on seagrass beds, varying from less than one year to more than 5 years [3,4,5]. Discrepancies have been also shown about the dominant mechanism (sexual [2] vs clonal [4,6] reproduction), allowing a rapid re-colonization after mechanical disturbance. The aim of this work is therefore, to assess the resilience of a meadow of *Zostera marina* to the disturbance caused by the action of clam harvesting, by comparing temporal changes observed in the dominant seagrass species and animal community structure in areas exposed to different degree of physical disruption. We tested whether the period of closure of clam harvest

extraction activities is enough as to allow the recovery of the seagrass meadow of *Zostera marina*.

MATERIAL & METHODS

This study was carried out at the island of Toralla (Ria de Vigo, Galicia).

Two zones characterized were sampled. An area that had been impacted (42°12'9.65"N, 8°47'54.33"O) and a nearby area where this physical disturbance did not occur (42°12'6.64"N, 8°47'55.14"O). Samples were collected in four occasions between May and September 2015. In each sampling, the perimeter of the *Zostera marina* population was recorded and 20x20 cm triplicate samples 8 cm deep were drawn in the two sampling sites.

At the laboratory, each sample was processed to obtain shoots density, total leaf length and leaf width of both vegetative and reproductive shoots. Epiphytes were collected from the leaves. Samples were dried and weighed to determine above and below-ground biomass and epiphytes biomass.

In addition, the community structure of molluscs associated with seagrass was studied. Molluscs were sorted out from the sediment and identified

In order to test the significance of the differences observed between the study sites, ANOVA was performed. Growth

rates were calculated from the slopes of the temporal evolution of *Zostera marina* biomass at each site. To determine whether there were significant differences in growth rates ANCOVA test was performed. Mollusc assemblages were determined using the PRIMER 6 software package. Abundance data were previously fourth root transformed. Non-metric multidimensional scaling (MDS) was applied to show the ordination of sampling sites. PERMANOVA test was used to determine differences in faunal composition among sites. The SIMPER procedure was also applied in order to identify species that contributed to dissimilarities among assemblages.

RESULTS & DISCUSSION

At the beginning of the study (May) the total biomass of *Z. marina* was significantly higher ($p < 0.05$) in the non-impacted area ($241.8 \text{ g DW m}^{-2}$) than in the impacted one (98.1 g DW m^{-2}). From this month onwards, both sites showed similar values of total biomass ($p > 0.05$) (Fig. 1).

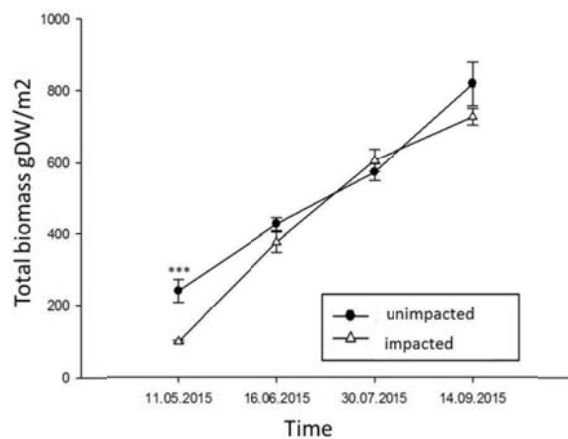


Fig. 1. Temporal evolution of the total biomass of *Z. marina*

Consequently, *Z. marina* growth rate was higher in the affected area. The ratio above-ground/below-ground biomass in the non-affected area was slightly below or close to 1, showing an equitable allocation of biomass between the above and below-ground compartment. On the contrary, in the affected area, this ratio was greater than 1, reflecting a higher proportion of the above-ground tissue with respect to the below-ground. The affected area showed a significant increase in shoot density, from 216 shoots/m^2 in May to 483 shoots/m^2 in September. This increase was mainly driven by vegetative growth rather than by seedlings in the impacted area.

The results of nonparametric ordination (MDS) (Fig. 2) showed a clear separation of the bivalve mollusc assemblages between the two study sites at the beginning of the study, with 50% of dissimilarity between zones. Four months later, the differences between the two zones decreased to a dissimilarity of 34%, due to the inclusion of species in the affected area, such as *Dosinia exoleta*, *Morella donacina* or *Thracia phaseolina*, which at the

beginning of the study had only been registered in the non-impacted area and to an increase in the average abundance of bivalves in this zone.

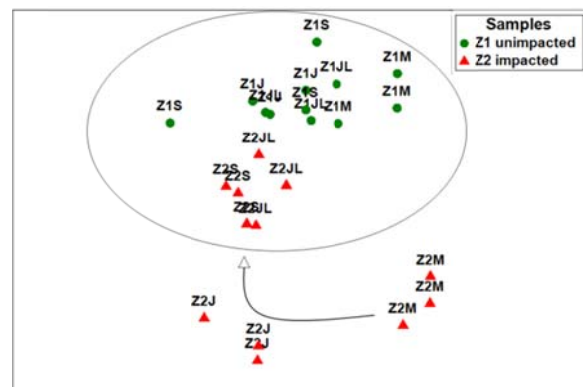


Fig. 2. MDS (Bray–Curtis measure) amongst the mollusc assemblages found in the two study zones in May (M), June (J); July (JL) and September (S).

The results presented in this research demonstrated that the seagrass meadow under study has a high level of resilience, as reflected by the rapid response in the abundance and biomass of *Z. marina* as well as in the associated bivalve mollusc community structure in the affected area. Nevertheless these results also suggested that responded to clams harvesting disturbance by both decreasing its reproductive effort and shortening its fertile season.

REFERENCES

- 1 - Unsworth RKF, Collier CJ, Waycott M, McKenzie LJ, Cullen-Unsworth LC, 2015. A framework for the resilience of seagrass ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.08.016
- 2 - Cabaço S, Alexandre A, Santos R, 2005. Population-level effects of clam harvesting on the seagrass *Zostera noltii*. *Marine Ecology Progress Series* 298, 123-129
- 3 - Peterson CH, Summerson HC, Fegley SR, 1987. Ecological consequences of mechanical harvesting of clams. *Fish Bull* 85:281–289
- 4 - Macreadie PI, York PH, Sherman CDH, 2014. Resilience of *Zostera muelleri* seagrass to small-scale disturbances: the relative importance of asexual versus sexual recovery. *Ecol. Evol.* 4, 450–461
- 5 - Neckles HA, Short FT, Barker S 2005 Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel harvesting. *Mar Ecol Prog Ser* 285:57–73
- 6 - Rasheed MA 2004. Recovery and succession in a multi-species tropical seagrass meadow following experimental disturbance: the role of sexual and asexual reproduction. *Exp. Mar. Biol. Ecol.* 31:13–45

Factors affecting discards in purse seine fisheries targeting small pelagics in the Spanish Mediterranean

Guillermo Bas, Iosu Paradinas, & Jose Maria Bellido

Centro Oceanográfico de Murcia, Instituto Español de Oceanografía.

ABSTRACT

In fisheries, discards are defined as the proportion of the catch that is returned to the sea for whatever reason, whether dead or alive. Discards come with economical and ecological costs, as they represent a waste of time and resources for the fishery, result in direct and indirect losses of animal life, and negatively affect fish stocks. Efforts to minimise discards have focused on improving the selectivity of fisheries by enhancing our understanding of the spatial distribution of discard species and modifying fishing gear to make it more species and size specific. In this study we identify the main discard driving patterns affecting the Spanish Mediterranean purse seine reference fleet, using three years of data from the on-board observer programme, and simulate the effects of different fishing closures on the average retained weight of each catch. Results suggest that the probability of discard occurrence is significantly affected by bathymetry, with higher discard presence in shallow waters (<50m) and vice versa. Moreover, retained weight increases with depth up to the 130m mark. The abundance of discards when present, however, showed no relation to depth or any other variable tested. Discarding behaviour was also shown to significantly vary between vessels, suggesting individual skippers' fishing preferences also influence the catch composition of each haul. Here we recommend a fishing ban in shallow waters, where juvenile fish are abundant and higher mixing of schools take place, as the best strategy to minimise discards in this area.

INTRODUCTION

Using different estimation methods, annual global discards in fisheries have been calculated to range between 7.3 million tonnes [1] to 27 million tonnes [2]. Discard and bycatch rates in general have decreased in recent years but remain highly significant, representing 40% of total global marine catch as a conservative estimate [3], making them one of the most pressing conservation issues facing marine ecosystems today [4].

As well as representing a waste of time and resources, discards also result in loss of animal life as organisms returned to the sea often can't survive due to injuries sustained during capture. Discard mortality rates in fisheries are generally unknown, but capture stressors such as wounding, crushing, rapid changes in pressure/temperature/light, time on deck, and other handling procedures all contribute in producing a range of lethal and sub lethal effects on the discarded catch [5]. The precise effects of discards on the marine environment are also not well known. There is evidence that the unnatural food source can provide benefits to certain species of benthic and demersal fish, seabirds, shrimp and other invertebrate carnivores [e.g. 6]. This could have knock-on effects on trophic interactions, however, as only some species benefit from this resource, which could put others at a competitive disadvantage [7].

Efforts to minimise discards have focused on improving the selectivity of fisheries by means such as avoiding potential high-discard areas, making fishing equipment more size and species-specific, or allowing certain bycatch

to escape through technological modifications to the capture gear. In addition to increased efficiency, improving the selectivity of fisheries has other indirect economical and ecological benefits. Fish recruitment is positively affected, resulting in an increase in the marketable value of fish stocks as they are given time to rebuild [8]. Limiting the capture of unwanted fish may also induce trophic cascades that are thought to benefit certain species of birds, marine mammals and other non-commercial fish stocks [9].

In this article we identify the main discard driving patterns affecting the Spanish Mediterranean purse seine reference fleet, which targets small pelagic fish such as anchovy (*Engraulis engrasicolus*) and sardine (*Sardina pilchardus*). We then explore ways of maximising the retained fraction of each haul by simulating different fishing closures, attempting to increase the long-term sustainability of the fishery and minimise its ecosystemic impact.

MATERIAL & METHODS

This study makes use of the data collected by the on-board observer programme in the Northern Alboran sea (GSA01), where 3 ports out of 11 have been sampled, covering two main sub-areas of the GSA01 (Almería and Málaga). A full coverage of the area was unfeasible under a limited budget and skippers' denials to embark observers. A total of 108 fishing trips and 173 hauls were sampled, divided between seven vessels between 2009-2011. Discards were present in 105 of the sampled hauls, amounting to 25.2 tonnes of discarded weight of which 15.8 tonnes were non-regulated

species under Commission Decision 2010/93/EC in the GSA01. The mean discarding ratio of the fishery was 12.3%, with a total retained catch of 225.9 tonnes over the three years.

The data contained a large amount of 0 discards (68 hauls), so we applied a 2-stage model to simulate the semi-continuous behaviour that characterise discards in this area. We first fitted a Bayesian generalized linear mixed model to model the occurrence (presence/absence) of discards according to technical and environmental factors. Then, conditional to presence, we modelled the abundance of discards using Bayesian geostatistics. The covariates tested in this study in relation to discards were vessel, light presence, year, sea condition, solunar index, location, season, and depth at location of haul. Finally, several fishing closures were modelled including distance to shore, minimum depth, and additional spatio-temporal closures.

RESULTS & DISCUSSION

Results suggest that the depth at the location of each haul and differences in fishing behaviour between individual vessels are the two significant factors affecting purse seine fishery discard rates in the Spanish GSA01 area. The data revealed that the probability of discard occurrence (Fig. 1a) and the number of species caught per haul (Fig. 1b) both decrease with depth. Retained weight, however, exhibits a slight but constant increase in relation to depth up until approximately 130 metres (Fig. 1d). It is important to note that when discards are present, however, their abundance show no relation to bathymetry. Only the occurrence of discards are affected by this variable.

The discrepancy in discarding behaviour shown by different vessels could be explained by skippers' tendencies to go fishing at different depths. A clear example of this is shown by 'Vessel 8' (Fig. 1c), which carried out the majority of its operations in shallow waters (<30m), and consequently also displayed the highest discarding ratio.

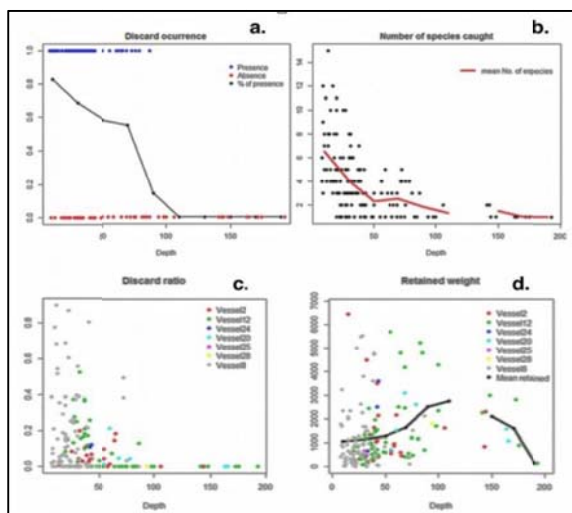


Fig. 1. **a.** Presence/absence of discards against depth. In black, the percentage of hauls that present discards every 20m stratum. **b.** Heterogeneity of hauls vs. depth. In red, the mean number of species per haul every 20m depth stratum. **c.** Discard ratios of each haul versus depth at the location of the haul (differentiated by vessel). **d.** Retained weight versus depth (differentiated by vessel). Mean retained weight per 20m stratum in black, missing data for 120-140 stratum.

We therefore recommend a fishing ban in shallow waters (e.g. minimum 50m depth) as the best strategy for improving the selectivity of purse seine fisheries in the Northern Alboran Sea. Fishing operations should be carried out at greater depths in order to minimize discards without sacrificing, or even increasing, the marketable fraction of each haul. This is logical as small fish tend to congregate in shallow continental waters, while higher mixing of schools also takes place at these depths [10] as is backed up by our data. It will be interesting to see in further analysis whether the differences in discarding behaviour between vessels would be eliminated by such fishing ban, as all skippers would be obliged to fish at similar depths.

REFERENCES

1. Kelleher, K., 2004. Discards in the world's marine fisheries. An update. FAO Fisheries Technical Paper No. 470. FAO, Rome: 131 pp.
2. Alverson, D. L.; Freeberg, M. H.; Murawski, S. A.; Pope, J. G., 1994: A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fish. Techn Pap. 339.
3. Davies, R. W. D., S. J. Cripps, A. Nickson & G. Porter, 2009. Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy* 33: 661–672
4. Hall, M.A., Alverson, D.L. and Metzuzals, K.I., 2000. By-catch: problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41(1), pp.204-219.
5. Davis, M.W., 2002. Key principles for understanding fish bycatch discard mortality. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(11), pp.1834-1843.
6. Arcos, J.M., Louzao, M. and Oro, D., 2008. Fisheries ecosystem impacts and management in the Mediterranean: seabirds point of view. In *American Fisheries Society Symposium* (Vol. 49, No. 2, p. 1471). American Fisheries Society.
7. Dayton, P.K., Thrush, S.F., Agardy, M.T. and Hofman, R.J., 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 5(3), pp.205-232.
8. Bellido, J.M., Santos, M.B., Pennino, M.G., Valeiras, X. and Pierce, G.J., 2011. Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management?. *Hydrobiologia*, 670(1), pp.317-333.
9. Heath, M.R., Cook, R.M., Cameron, A.I., Morris, D.J. and Speirs, D.C., 2014. Cascading ecological effects of eliminating fishery discards. *Nature communications*, 5.
10. Maravelias, C.D., 1999 Habitat selection and clustering of a pelagic fish: effects of topography and bathymetry on species dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(3), pp.437-450.

Cross-shore environmental gradients in Mediterranean nearshore waters

Gotzon Basterretxea¹, Antoni Jordi¹, F. Javier Torres¹, Joan S. Font-Muñoz¹, Paula M. Salgado¹, Silvia Anglès, Elisabet Alacid², Jordi Camp², Eva Flo², Albert Reñe², Nagore Sampedro² & Esther Garcés²

¹ Department of Ecology and Marine Resources, Mediterranean Institute for Advanced Studies IMEDEA, Universitat de les Illes Balears (UIB) - Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Esporles, Spain

² Departament de Biologia Marina i Oceanografia, Institut de Ciències del Mar, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Barcelona, Spain

ABSTRACT

During summer, when oligotrophic conditions prevail offshore in the Mediterranean Sea, an alongshore zone with enhanced phytoplankton biomass is often evidenced in these waters. Here, using high continuous measurements of temperature, salinity and fluorescence as well as discrete samples and primary production experiments, we examine the cross-shore typology and the associated chemical and biological characteristics of these waters. Data from three coastal regions in the NW Mediterranean revealed widespread presence of lower water density bands in the proximity of the shoreline generated by increased warming and groundwater seeps through the coastal sediments. Most often, enhanced phytoplankton biomass (max=9.6 mg Chl a m³; up to 16 fold offshore chlorophyll) was associated with these modified waters and exponentially decayed in the offshore direction. Gradient characteristics are highly variable but the main onshore-offshore features, determined by terrestrial loads and hydrodynamics are locally consistent. Important variations were observed in the structure of the communities among nearshore sites which were attributed to variations in the geochemical conditions. Our study argues the relevance of the formation of a groundwater-sustained nearshore niche and its temporal stability for the development of a distinct community which could eventually favor the emergence of harmful algal blooms.

INTRODUCTION

Ecologically, nearshore waters represent a system that is maintained in a state of non-equilibrium by the continuous contribution of matter and energy from the terrestrial and benthic systems. This results in a highly dynamic and productive region that it is also very sensitive to disturbances, either natural or anthropogenic, being relevant in the transport of nutrients, plankton, spore and larval dispersal and settlement as well as in the dispersion of contaminants [1, 2, 3]. Indeed, nearshore waters contribute significantly to land-ocean biogeochemical processes and are relevant to the maintenance of the early life stage development of many marine organisms and overall diversity [4].

It is hypothesized that nearshore assemblages in which high biomass blooms develop are composed by phytoplankton taxa that can rapidly use enhanced inputs of nutrients prevailing over slower growing populations. Such shifts in populations at the primary producer level can deeply modify the complex interactions within the food web [5]. Nevertheless, it is unclear to which degree these plankton assemblages inhabiting the nearshore environment constitute an isolated and ecologically differentiated entity or if the nearshore green band is part of a continuum composed by same assemblages as the adjacent offshore marine communities proliferating in the nearshore enriched waters.

Identifying the existence of cross-shore environmental gradients and the mechanism that intervene in their formation are basic but important steps to understand anthropically mediated variations in carbon balance and nutrient cycling processes in the coastal ocean. It is also provides insight on the development of coastal harmful algal blooms (HABs). In this study, we seek to conceptualize how physico-chemical gradients shape the distribution and abundance, of nearshore phytoplankton communities and to identify the relevant forces, constraints and mechanisms that shape these patterns.

MATERIAL & METHODS

Sampling took place between June and July 2014 and 2015 in the coasts of Mallorca and Catalonia. 52 underway cross-shore transects were sampled from some 3 km off the shore to the shoreline (~0.4 m depth) during good weather conditions and calmed seas. Continuous measurements of temperature, salinity and fluorescence were obtained using an integrated system composed by a SBE 45 MicroTSG thermosalinograph, an Enviro-T in-line fluorometer. Data was captured at 1 Hz and merged with the GPS position and echosounder depth. Surface (~0.4 m depth) seawater was pumped at a rate of (1.5 L min⁻¹) with a submersible pump attached to the side of the boat at a depth of 25 cm.

Between 7 and 10 discrete samples were obtained along selected transects. Concentrations of dissolved inorganic nitrogen, phosphate and soluble reactive silicates were measured following [6]. Size-fractionated chlorophyll concentrations were determined by fluorometry of acetone extractions. Samples were physically separated in three size ranges: picoplankton (<3 μm), nanoplankton (between 3 and 10 μm), and microplankton (>10 μm) collected through 25-mm Whatman GF/F glass-fiber filters (2 replicates per sample) that were stored frozen. The autotrophic organisms were identified through either microscopic or flow cytometric analyses. Determination of pico- and nanoplankton abundance was done by Becton and Dickinson flow cytometer. For microplankton enumeration, 50 ml aliquot was settled in a microscopic chamber and an appropriate area of it was scanned using a Leica-Leitz DM-II inverted microscope.

In one of the surveyed areas (Palma Bay), net community production, community respiration and gross production were determined by the oxygen method in triplicate subsamples. Net community production was estimated as the difference between the light and initial bottles; community respiration as the difference between the initial and dark bottles; and gross production as the difference between the light and dark bottles.

RESULTS & DISCUSSION

High solar irradiance and reduced mixing rates during this season favor stratification and the formation of a diurnal skin-layer thermocline in coastal waters. Our data reveals widespread existence of green bands in nearshore waters of the Mediterranean Sea. The limit of this enhanced biomass strip can extend up to 1200 m from the shoreline. However, most typically (85% of the transects), it is restricted to the first 500 m due to the influence of wind-induced shoreward transport.

With some exceptions, slight salinity declines (0.1 to 0.8) were observed in most of the recorded suggesting the importance of groundwater seeps in the nearshore water biogeochemistry. Dissolved inorganic nutrient concentrations did not correlate well with salinity suggesting that nutrient concentrations are not good tracers of groundwater discharges in places where terrestrial flux is slow and diffuse. However, increases in nitrate and occasionally in silicate were observed at sampling points. Conversely, inorganic phosphate was typically low (<0.11 $\mu\text{mol L}^{-1}$).

Chlorophyll concentrations near the shore (~1m depth) ranged from 0.78 to 9.58 mg m^{-3} whereas mean background (offshore) chlorophyll levels were $0.45 \pm 0.28 \text{ mg m}^{-3}$. This

nearshore enhancement was paralleled by increases in large phytoplankton cells (>10 μm) including dinoflagellates and flagellates. In this nearshore band, primary production reached 817 $\text{mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. In contrast, surface phytoplankton community at the offshore transect boundary was dominated by cells less than 3 μm in size, such as the cyanobacteria *Synechococcus* spp. In these waters, the <3 μm size fraction accounted for 65 and 70% of the total chlorophyll and near-surface primary production was 14 $\text{mg C m}^{-3} \text{ d}^{-1}$.

Repeated transects at the same point showed large daily variations in nearshore biomass (one order in magnitude) which were attributed to the combined effects of vertical migration of microorganism and wind induced cell accumulation. In a system where a large proportion of coastal dynamics is fundamentally forced by wind, shore-directed thermal winds have direct influence on the generation and persistence of nearshore green bands.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was financed by the MINECO grant GRADIENTS (CTM2012-39476-C02).

REFERENCES

- 1 - Gaylord B, Reed D, Raimondi PT, Washburn L, & McLean S. 2002. A physically based model of macroalgal spore dispersal dispersal in the wave and current-dominated nearshore. *Ecology* 83:1239-1251.
- 2 - Siegel DA, Mitarai S, Costello CJ, Gaines SD, Kendall BE, Warner RR & Winters KB, 2008. The stochastic nature of larval connectivity among nearshore marine populations. *PNAS*, 105:8974-8979.
- 3 - Slomp CP & Van Cappellen P, 2004. Nutrient inputs to the coastal ocean through submarine groundwater discharge: Controls and potential impact. *J. Hydrol.*, 295: 64 -86.
- 4 - Roy C, Cury P & Kifani S, 1992. Pelagic fish recruitment success and reproductive strategy in upwelling areas: environmental compromises. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 12:135-146.
- 5 - Pace ML, Cole JJ, Carpenter SR & Kitchell JF, 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14:483 -488.
- 6 - Grasshoff K, Ehrhardt M & Kermling K, 1983. *Methods of seawater analysis*. Verlag. Chemie, Weinheim.

Optimización y aplicación de un extracto antioxidante de *Himanthalia elongata* en la lesión por Isquemia-reperfusión intestinal

Mariola Belda¹, Beatriz Prieto¹, Carolina Padrón¹, Dolores Cejalvo¹ & Jose Miguel Lloris².

¹ Facultad de Veterinaria y Ciencias Experimentales, Universidad Católica de Valencia "San Vicente Mártir", C/ Guillem de Castro, 94. 46003. Valencia (Spain), Tel.: +34 963637412, Fax: +34 963153655.

² Facultad de Medicina, Universidad de Valencia, Avda. Blasco Ibáñez, 13. 46010. Valencia (Spain), Tel.: +34 963864100, Fax.: +34 963864173.

RESUMEN

Varios estudios han demostrado la capacidad antioxidante de las algas marinas, utilizándose de forma beneficiosa para el desarrollo de productos biofarmacéuticos de aplicación medicinal. Las terapias antioxidantes parecen disminuir el deterioro orgánico originado por un exceso de estrés oxidativo, lo que podría evitar efectos nocivos sobre la fisiopatología de isquemia-reperfusión (IR). Las algas pardas juegan un papel importante, ya que son los únicos organismos en la tierra que producen florotaninos, polifenoles que exhiben importantes actividades biológicas. Para asegurar la obtención de un extracto con actividad antioxidante, se optimizaron algunas variables que afectan a la extracción de los polifenoles, como son: cantidad de alga, tipo de solvente, tiempo y temperatura de extracción. Posteriormente se determinó el contenido de polifenoles totales y la actividad antioxidante. Las condiciones óptimas de extracción fueron: 6 g de alga, etanol: agua (60:40) y 2 h 60°C. La identificación y cuantificación de los polifenoles extraídos fue realizada por HPLC / DAD. Se investigaron los efectos del extracto sobre el daño oxidativo en el intestino de rata. Se asignaron 9 grupos (n = 5) sometidos a isquemia intestinal (60 min) y perfusión (3 y 24 horas). El extracto se aplicó 24h antes de la cirugía, en el momento de la isquemia y al inicio del proceso de perfusión. Se determinó la actividad enzimática de SOD, CAT y GPx obteniendo resultados significativos respecto al daño ocasionado. Los resultados sugieren que el extracto podría proteger contra el daño por I/R intestinal por su propiedad antioxidante.

INTRODUCCIÓN

La isquemia/reperfusión (I/R), es la interrupción del flujo sanguíneo al tejido por un período de tiempo, seguido por una restauración del mismo [1]. La producción de ROS durante la I/R genera superóxido, peróxido de hidrógeno y radicales hidroxilo, lo que activa liberación de neutrófilos [2]. Los antioxidantes son capaces de estabilizar estos radicales libres antes de que puedan reaccionar y causar daño [3].

En los últimos años, las algas marinas se han utilizado de forma beneficiosa para el desarrollo de productos biofarmacéuticos con una aplicación medicinal extensa [4]. Entre estos organismos, las algas pardas juegan un papel importante, ya que son los únicos organismos en la tierra que producen florotaninos, que son polifenoles que exhiben actividades biológicas importantes [5,6]. Estos polifenoles desempeñan un papel vital en las algas, ya que ayudan a protegerse de los rayos UV, la alimentación por herbívoros y del estrés oxidativo que se origina a partir de concentraciones altas de oxígeno que conducen a la formación de radicales libres y otros agentes oxidantes [6]. La principal bioactividad asociada a los compuestos fenólicos, es la actividad antioxidante [7].

En estudios anteriores, se ha demostrado que los extractos de *Himanthalia elongata* poseen una alta actividad antioxidante [8] y que la cantidad de polifenoles totales es mayor en comparación con *Saccharina latissima*, *Chondracanthus acicularis*, *Dumontia contorta*, *Gigartina pistillata*, *Mastocarpus stellatus*, *Nemalion helmintoides* y *Osmundea pinnatifida* [9].

Por ello, el objetivo del estudio es determinar las condiciones óptimas para la obtención de un extracto de *Himanthalia elongata* que contenga la máxima concentración de polifenoles y actividad antioxidante, y comprobar los efectos protectores de dicho extracto, sobre la lesión IR intestinal.

MATERIAL Y MÉTODOS

El alga *Himanthalia elongata* se obtuvo de Algamar (Pontevedra, España). Se pesaron 6 g de alga seca, se añadieron 30 ml de solvente (etanol-agua (60:40)) y se sometió a un proceso de extracción mediante incubadora orbital. Posteriormente, las muestras se centrifugaron, filtraron y almacenaron a 4°C para su posterior análisis.

Para determinar el contenido total de polifenoles de las muestras, se utilizó el método Folin-Ciocalteu. La actividad antioxidante se determinó por DPPH y el análisis cromatográfico se realizó mediante HPLC/DAD.

El resto del extracto se llevó a sequedad mediante un rotavapor y se resuspendió en 10 mL de etanol al 10% para su posterior aplicación en un modelo de experimentación animal.

Se utilizaron 72 ratas Wistar macho (*Rattus norvegicus*), con un peso comprendido entre los 250-300 g, divididas en 12 grupos experimentales (n = 5): Control (Sham), I/R 3h, I/R 24h, Excipiente, Tratamiento 3h, Tratamiento 24h. Tanto excipiente como tratamiento se aplicó 24h antes de la cirugía (pre 24), en el momento de la isquemia (pre-mom) y al inicio del proceso de perfusión (post).

La isquemia se realizó por clampaje de la arteria mesentérica superior por un período de 60 min, seguido de una perfusión a 3h y 24h.

Se determinó la actividad de las enzimas antioxidantes: Superóxido Dismutasa (SOD), Catalasa (CAT), y Glutación Peroxidasa (GPx), mediante reacción colorimétrica basada en detección fotométrica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras el estudio del efecto de las variables: cantidad de alga, tipo de solvente y tiempo y temperatura de extracción, se determinó que la cantidad de alga óptima es de 6 g ya que proporciona la mayor cantidad de polifenoles y actividad antioxidante.

Respecto al estudio de los solventes se comprobó que la mezcla etanol-agua (60:40) es la que mejores resultados proporciona, corroborando lo obtenido por otros estudios anteriores donde se determinó que los extractos realizados con etanol muestran un alto potencial antioxidante [10].

Finalmente, del estudio del efecto del tiempo y temperatura se obtuvieron resultados de 548.33AG mg/100g de alga seca y 76% de actividad antioxidante, datos correspondientes a los valores óptimos de extracción: 2h - 60 °C (Fig. 1).

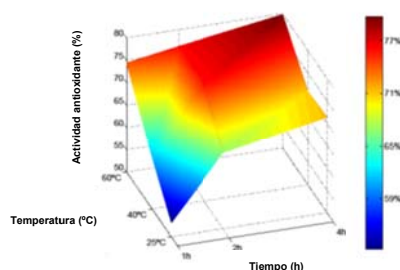


Fig.1. Efecto del tiempo y la temperatura con respecto a la actividad antioxidante (condiciones de extracción: 6 gramos; etanol / agua (60:40); n = 3).

La identificación y cuantificación de los polifenoles presentes en el extracto se muestran en la Tabla 1.

En cuanto al análisis de la actividad enzimática, todos los grupos en los que se había aplicado el extracto mostraron una disminución significativa de los valores de SOD (Fig. 2) y GPx respecto al grupo IR, alcanzando valores que no mostraron diferencias significativas respecto al grupo control (Sham). En contraposición, los valores de CAT se vieron incrementados con diferencias significativas respecto de los grupos IR, proporcionando valores muy próximos al grupo control. Esto podría corroborarse mediante un estudio reciente [11], en el que las tendencias resultantes fueron muy similares a las obtenidas en nuestro trabajo.

Tabla 1. Concentración de polifenoles presentes en el extracto de *Himanthalia elongata* en las condiciones óptimas de extracción (n=3).

Polifenoles	Concentración (µg/g) ± σ
Phloroglucinol	1029,79 ± 2,626
Acido gálico	77,64 ± 1,920
Catequina	32,08 ± 0,322
Acido clorogenico	32,36 ± 0,224
Acido cafeico	10,68 ± 0,017
Acido coumarico	5,10 ± 0,012
Acido ferulico	2,80 ± 0,027
Acido protocatecuico	46,01 ± 1,353
Rutina	0,06 ± 0,003
Miricetina	4,86 ± 0,037
Quercetina	1,72 ± 0,002

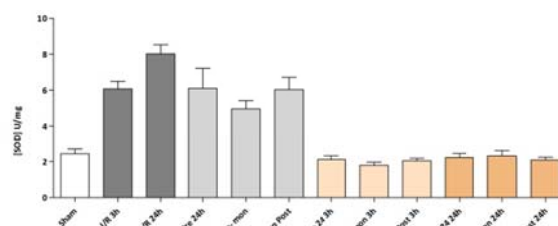


Fig 2. Actividad enzimática de SOD en los diferentes grupos experimentales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad Católica de Valencia su financiación. EXP.UCV 2013-159-001.

REFERENCIAS

- Adkinson D, Hollwarth ME, Benoit JN, Parks DA, MacCord JM, Granger DN. Role of free radical in ischemia/ reperfusion injury to the liver. *Acta Physiol. Scand.* 1986;126, Suppl. 548: 101-107
- Lipton P, 1999. Ischemic cell death in brain neurons. *Physiol. Rev.* 79:1431-1568.
- Rajauria G, Jaiswal AK, Abu-Ghannam N & Gupta. Effect of hydrothermal processing on colour, antioxidant and free radical scavenging capacities of edible Irish brown seaweeds. *International Journal of Food Science & Technology*, 2010; 45(12): 2485-2493.
- Pangestuti R & Kim SK. Biological activities and health benefit effects of natural pigments derived from marine algae. *Journal of Functional Foods.* 2011; 3: 255-266.
- Lopes Sousa G, Silva Pinto LR, Andrade E, Bernardo PB, Mougá J, Valentão T. Can phlorotannins purified extracts constitute a novel pharmacological alternative for microbial infections with associated inflammatory conditions?. *PLoS One.* 2012; 7: e31145.
- Li YX, Wijesekara I, Li Y, Kim SK. Phlorotannins as bioactive agents from brown algae. *Process Biochem.* 2011; 46: 2219-2224.
- Kumar CS, Ganesan P, Suresh PV, Bhaskar N. Seaweeds as a source of nutritionally beneficial compounds -A review. *J Food Sci Technol.* 2008; 45: 1-13.
- Cox S, Abu-Ghannam N & Gupta S. An assessment of the antioxidant and antimicrobial activity of six species of edible Irish seaweeds. *International Food Research Journal.* 2010; 17: 205-220.
- Jiménez-Escrig A & Gómez-Ordóñez E & Rupérez P. Brown and red seaweeds as potential sources of antioxidant nutraceuticals. *J Appl Phycol.* 2012; 24: 1123-1132.
- Moller JKS, Madsen HL, Aaltonen T and Skibsted LH. Dittany (*Origanum dictamnus*) as a source of water-extractable antioxidants. *Food Chem.* 1999; 64: 215-219.
- Tas U, Ayan M, Sogut E, Kuloglu T, Uysal M, Tanriverdi HI, Senel U, Ozyurt B, Sarsilmaz M.. Protective effects of thymoquinone and melatonin on intestinal ischemia-reperfusion injury. *Saudi. J. Gastroenterol.* 2015; 21(5):284-9.

Phytoplankton cell size scaling with nutrient concentration and optimal nutrient uptake model

Elena Beltrán-Heredia¹, Dag L. Aksnes² & Francisco J. Cao¹

¹ Departamento de Física Atómica, Molecular y Nuclear, Universidad Complutense de Madrid, 28040 Madrid, Spain

² Department of Biology, University of Bergen and Hjort Centre for Marine Ecosystem Dynamics, Thormøhlensgt 53 A/B, N-5020 Bergen, Norway

ABSTRACT

Previous ocean phytoplankton data compilations of nitrate uptake show that half-saturation constant increases with cell size, or with nitrate concentration. Here, we hypothesize that the increase with nitrate concentration is mainly due to an increase in the dominant size, and combine both experimental observations to obtain the scaling of the expected dominant size as a function of nutrient concentration. We also combine these experimental results with a mechanistic uptake model and derive scaling relations for the number of nutrient uptake porters and handling time as a function of cell size and ambient nutrient concentration. We show that the introduction of an effective cost of porters leads to an optimal number of porters. This optimal result matches the previously derived result for porter number scaling when the porter cost scales non-linearly with porter number (n), i.e. with $n^{1.6}$.

INTRODUCTION

Phytoplankton nutrient uptake is most commonly described by the Michaelis-Menten (MM) equation, $V = V_{\max}S/(K + S)$, where S is the ambient nutrient concentration, V_{\max} is the maximal uptake rate and K is the half-saturation coefficient, which corresponds to the concentration when uptake rate is $V_{\max}/2$ (see Fig. 1). The MM model is simple, and measurements of the two coefficients, V_{\max} and K are widely available in the literature [1, 2, 3]

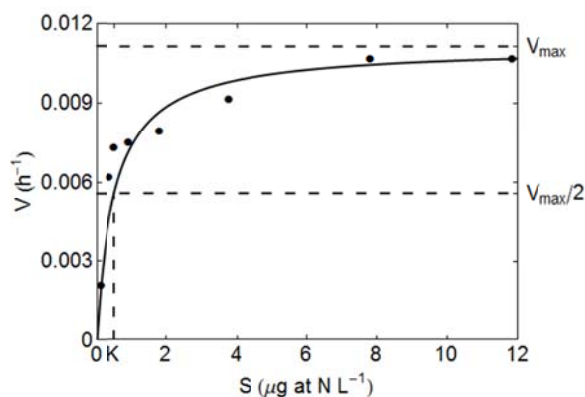


Fig. 1: Urea uptake rate as a function of concentration for *Ditylum brightwellii*. Experimental measurements obtained from the Fig. 4.4 of [1].

It has been shown experimentally that V_{\max} increases with cell size [2] and that K increases with ambient nitrate concentration and cell size [2, 3].

A limitation of the MM-model is that no theoretical expectations on how the kinetic parameters scale with inherent microbial traits (cell size, number of porters, handling time and porter size) and environmental variables (temperature and nutrient concentration with its diffusion coefficient). This implies that additional parameterizations and coefficients that describe how V_{\max} and K depend on these variables are often required.

Recently, Aksnes and Cao derived a non-MM trait-based model for phytoplankton nutrient uptake, in which inherent microbial traits are explicitly distinguished from environmental properties [4].

In this work [5], we combine the experimental and the theoretical model [4] to extract several empirical relations which determine how microbial traits are expected to vary with organism size and nutrient supply regime. We propose that porters, in addition to increasing the uptake of nutrients, also entail a certain effective nutrient cost. These opposite effects imply an optimal number of porters in the cell and a resulting net nutrient uptake. The maximization of the net uptake rate might account for the observed scaling relation for the number of porters as a function of phytoplankton size.

MATERIAL & METHODS

Trait model.- The trait-based model proposed by Aksnes and Cao [4] gives the nutrient uptake rate as a function of the more relevant phytoplankton traits and the environmental properties. Although this model is not of MM type, for low porter densities it can be approximated with a MM functional form with

$$V_{\max} = V_{S \rightarrow \infty} = \frac{n}{h}, \quad K = \frac{\pi r(2-p) + ns}{8h\pi D r s}, \quad (1)$$

where the handling time, h , is the time interval required to process one nutrient by one porter, D is the diffusivity of nutrient particles in the extracellular medium, r is the cell radius, s is the effective porter radius, n is the number of uptake porters in the cell and p is the porter density, i.e. the fraction of the sphere's surface covered by porters.

Proposed cost model.- We propose here that there is an optimal number of porters in the cell that balances their uptake advantage with their cost. Assuming that the maintenance cost, V_{cost} , follows a power law behaviour, we can define the net uptake rate, V_{net} , as

$$V_{\text{net}} = V - V_{\text{cost}} = V - dn^f. \quad (2)$$

Proposed number of porters optimization model.- Through the maximization of the net uptake rate we can determine the values of the d and f parameters that reproduce the scaling relation for the number of porters as a function of the cell radius [Eq. (9)] obtained empirically.

$$\frac{\partial V_{\text{net}}}{\partial n} = 0 \rightarrow n = n(r). \quad (3)$$

This proposed optimization model assumes that organisms with optimal traits have a natural selection advantage. Higher net nutrient uptake rates imply faster growth rates and shorter division times.

Use of experimental observations from previous studies.- The scaling relations between the nutrient traits and cell volume from observations reported in [2] are

$$K (\mu\text{mol L}^{-1}) = 0.232 r^{0.99} (\mu\text{m}), \quad (4)$$

$$V_{\max} (\text{molecules } \mu\text{m}^{-3}) = 1.79 \times 10^5 r^{2.46} (\mu\text{m}). \quad (5)$$

From the fit to the collected data in [3], we obtained the following scaling relation

$$K (\mu\text{mol L}^{-1}) = 1.86 S^{0.84} (\mu\text{mol L}^{-1}). \quad (6)$$

RESULTS & DISCUSSION

We take into account that small phytoplankton species tend to dominate in low nutrient regions of the ocean, whereas large species tend to thrive in nutrient-rich waters [3] to express the ambient concentration in the ocean as a function of phytoplankton size using the Eqs. (4) and (6),

$$S (\mu\text{mol L}^{-1}) = 0.087 r^{1.19} (\mu\text{m}). \quad (7)$$

From the observed scaling of V_{\max} and K we estimate the handling time h and the porter number n solving Eq. (1),

$$h(s) = 1.90 \times 10^{-3} r^{-0.90} (\mu\text{m}), \quad (8)$$

$$n = 338 r^{1.56} (\mu\text{m}). \quad (9)$$

Eq. (8) implies that larger cells have shorter handling times. This result is approximately consistent with the size dependency of the handling time $h \sim r^{-1}$, assumed in [3] to give a good fit to experimental data. The result of the Eq. (9) implies that the porter density on the surface of a spherical cell decreases with size as $p \sim r^{0.44}$. The maximization in Eq. (3) allows obtaining the maintenance cost parameters d and f that best fit the scaling in Eq. (9),

$$d = 1.81 (\text{molecules s}^{-1}), \quad f = 1.64, \quad (10)$$

which imply a maintenance cost of

$$V_{\text{cost}} (\text{molecules s}^{-1}) = 1.81 n^{1.64}. \quad (11)$$

The optimized relationship $n(r)$ fits the empirical scaling relation of Eq. (9) quite accurately (see Fig. 2).

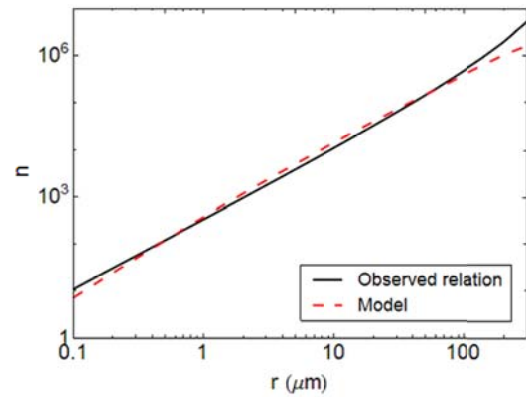


Fig. 2. Estimated number of porters n as a function of the cell radius r : empirical scaling, Eq. (9), (solid black line), scaling predicted by the optimization model, (dashed red line).

ACKNOWLEDGEMENTS

EB, DLA and FJC acknowledge EEA grant 005-ABEL-CM-2014A. Additionally, EB acknowledges FPU grant from MECD (Spain) and FJC and EB acknowledge grant FIS2015-67745-R from MINECO (Spain).

REFERENCES

- 1 - Fogg GE, and Thake B (1987). Algal Cultures and Phytoplankton Ecology. The University of Wisconsin Press. Third Edition.
- 2 - Litchman E, Klausmeier CA, Schofield OM, Falkowski PG (2007) The role of functional traits and trade-offs in structuring phytoplankton communities: scaling from cellular to ecosystem level. Ecol Lett 10.
- 3 - Smith SL, Merico A, Hohn S, Brandt G (2014) Sizing-up nutrient uptake kinetics: combining a physiological trade-off with size-scaling of phytoplankton traits. Mar Ecol Prog Ser 511.
- 4 - Aksnes DL, Cao FJ (2011) Inherent and apparent traits in microbial nutrient uptake. Mar Ecol Prog Ser 440.
- 5 - Beltrán-Heredia E, Aksnes DL, Cao FJ (2016) Optimal nutrient uptake and phytoplankton cell size scaling with nutrient concentration. (Submitted).

Bottom turbidity dynamics in the inner sector of the Ría de Muros-Noia (NW Spain)

Ana M. Bernabeu, Aimar V. Lersundi Kampistegui, Daniel Rey,

GEOMA, Dpto Geociencias Marinas, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Vigo, 36310, Vigo España

ABSTRACT

The SPM dynamics has a key role in the environments of coastal systems worldwide. This subject is poorly understood in the Rías Baixas system (NW Iberian Peninsula), thus the bottom sediment dynamics of the inner sector of a ría is investigated for the first time. The current, turbidity, temperature and salinity were measured from 15 June to 17 July 2009, in the Ría de Muros-Noia, the northernmost embayment of the Rías Baixas. The parameters were measured by two moorings placed in the central axis of the inner sector; one equipped with two current meters, one at 0.4 m above the bottom (mab) and the other one at 1 mab, and the second mooring equipped with one current meter at 0.4 mab. The wave data inside the ría during the survey was obtained using a numerical model computed from available wave data in open waters. The survey was characterized by upwelling and downwelling events and punctual precipitation periods. The mooring data revealed the alternation of different subtidal processes; deep-water upwelling, relaxation periods and a large downwelling. SPM of fluvial origin was transferred to the bottom from the surface under downwelling conditions, whilst the arriving of oceanic water under upwelling conditions showed lowest turbidity values. The subtidal circulation of the water masses inside the ría controlled mainly the bottom turbidity dynamics in this sector. The SW waves were likely to produce punctual resuspension in the shallowest areas, and the tidal currents only transported locally the SPM clouds when the subtidal circulation made it available in the bottom.

INTRODUCTION

The suspended particle matter (SPM) has an essential function in semienclosed environments and coastal ecosystems. Sediment transport processes (resuspension, transport and settling) govern the SPM dynamics, which also determine the morphologic changes in coastal environments. These transport processes are controlled by the action of hydrodynamic forces, such as waves, tides, and subtidal currents. Each coastal environment is characterised by a different hydrodynamic equilibrium between these forcing agents defining a specific sediment transport pattern. Any change in this equilibrium, such as the construction of coastal structures, can alter it modifying the SPM transport dynamics. In the last term, these alterations can also affect to the ecosystems and habitats. In order to develop a sustainable and integrated management of these environments, the transport and fate of SPM is one of the key questions.

The present work is focused in the ría de Muros (Fig. 1), a large and deep funnel shaped coastal embayments located in NW Iberian Peninsula, the northernmost of the rías Baixas. The aim is to investigate the controlling processes and transport pattern of the bottom layer SPM in the inner sector of the Ría de Muros during summer; upwelling favourable conditions, low fluvial input and wave energy. This study analyses the bottom SPM data obtained by two moorings and ADCP data during one month in summer 2009.

MATERIAL & METHODS

Two sampling stations were deployed in the inner sector of the ría along the central axis and close to the mouth of the fluvial channel (Fig.1); a) the shallow mooring (SM); b) the deep mooring (DM).

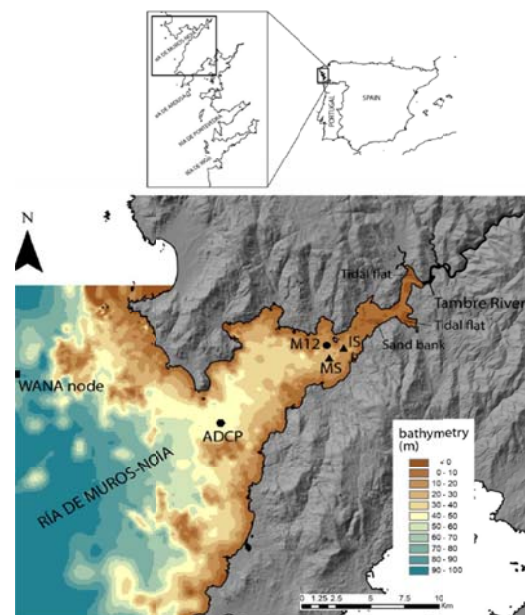


Fig. 1. Study area location

The current, turbidity, pressure, temperature and salinity were measured every 5 minutes during 32 days, from 15 June to 17 July (2009). The moorings were equipped with Aanderaa RCM9 current meters; the SM with one current meter placed 0.4 m above the bottom (mab), and the DM with two current meters placed at 0.4 mab and 1 mab. Another mooring equipped with two ADCP was placed in outer sector, where the total water depth was 48 m, measuring 46 days, from 15 June to 31 July.

The time series of data were examined by visual inspection to remove outliers. The subtidal component of the current and turbidity time series were determined using PL33 low-pass filter (Flagg *et al.*, 1976) with a cut-off period of 33 h. Oceanographic data were obtained from the OPPE database. The tidal water level data were provided by a gauging station located at the harbour of Vigo. The offshore wave data were obtained from the WANA wave model node no. 1043071 located off the ría mouth. The wave propagation throughout the ría was modelled using SWAN (Simulating WAVes Nearshore, Delft University of Technology).

RESULTS & DISCUSSION

The ría de Muros presents a two-layer circulation typical of estuaries, but this is modulated by the seasonal upwelling-downwelling events. Tides and waves also act in the hydrodynamics. All these processes converge in the inner sector of the ría, and this area has revealed to be very sensitive to changes on hydrodynamic conditions. This sector is subdued to the circulation reversing when subtidal currents change from upwelling to downwelling conditions, producing the arriving of superficial (fluvial sourced) to the bottom layer. The temperature, salinity and current data (Fig. 2) measured in the bottom agreed well with the circulation pattern measured in the mouth of the ría and with other studies in this ría (Iglesias *et al.*, 2008; Carballo *et al.*, 2009; Iglesias and Carballo, 2009, 2010). Under summer conditions, the succession of upwelling-downwelling events controlled the subtidal circulation in the inner marine sector and subsequently, the water masses present in the bottom. This sector of the ría is dominated by superficial water depending on the state of the upwelling, downwelling or relaxation events. The bottom turbidity dynamics in the inner sector is linked to this water masses circulation, and more specifically to the movement of the superficial water mass. In this sense, the measured and modelled data indicates the shelf wind is the main controlling mechanism of the SPM in the bottom of the inner marine ría in the summer season. Based on these data, a synthetic model of the circulation and SPM behaviour under summer conditions in the inner sector of the Ría de Muros has been proposed.

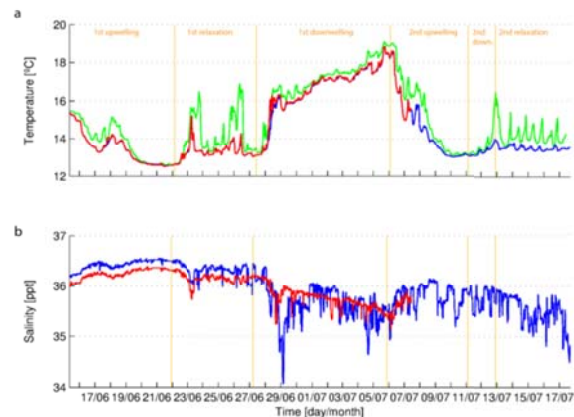


Fig. 2. a) Temperature at the moorings (blue: deep mooring at 0.4 mab, red: deep mooring at 1.0 mab, green: shallow mooring at 0.4 mab). b) Salinity at the moorings.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the General Fishing Secretary (MMA) and OPPE for delivering the bathymetric and oceanographic data, respectively. This work was supported by MINECO (GCL2010-16688, IPT-310000-2010-17) and Xunta de Galicia (09MMA012312PR, 10MMA312022PRI and EM2012/14).

REFERENCES

- 1- Iglesias, G., Carballo, R., Castro, A., 2008. Baroclinic modelling and analysis of tide and wind-induced circulation in the Ría de Muros (NW Spain). *Journal of Marine Systems* 74: 475-484.
- 2- Carballo, R., Iglesias, G., Castro, A., 2009. Residual circulation in the Ría de Muros (NW Spain): A 3D numerical model study. *Journal of Marine Systems* 75: 116-133
- 3- Iglesias, G., Carballo, R., 2009. Seasonality of the circulation in the Ría de Muros (NW Spain). *Journal of Marine Systems* 78: 94- 108.
- 4- Lersundi-Kampistegui, A.V., 2015. Sediment transport and provenance in the Rías of Vigo and Muros with especial emphasis in the bottom layer and beach morphodynamics driving processes. PhD thesis, university of Vigo.

Modelling the depth of oil burial in sandy beaches after an oil spill

Ana M. Bernabeu, Sandra Fernández-Fernández, Daniel Rey

GEOMA, Dpto Geociencias Marinas, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Vigo, 36310, Vigo España

ABSTRACT

The estimation of the maximum depth of oil burial in sandy beaches is a key parameter to assess the cost and to design the clean-up operation. So far, the determination of such depth represents a major challenge in coastal management. This contribution proposes a theoretical approach to its estimation along the intertidal area using an equilibrium beach profile model combined with a shoreline evolution model. Test cases run under different oceanographic and sedimentological conditions revealed the existence of two main patterns of seasonal beach profiles behaviour. Type A profiles are characterized intertidal slopes of time-constant steepness that advance or recede parallel to themselves in response to changes in wave energy conditions. Type B profiles are characterized intertidal slopes of time-varying steepness that intersect at a given point in the intertidal area due to the same changes. This finding has a direct influence in the estimation of the oil depth. Type A pattern shows oil burial along the whole intertidal area after decreasing wave energy and oil exhumation after increasing wave energy. Type B pattern combines burial in the high intertidal and exhumation in the mid and/or low intertidal zones, depending on the position of the intersection point, with reducing wave energy and the opposite behaviour with rising wave energy. These outcomes might be incorporated as a key tool in future oil spill management programs to estimate the oil burial depth.

INTRODUCTION

The oil spilled into the ocean because of accidents of oil tankers cause severe damage to ecosystems and loss to human society. This oil spreads and transports due to currents, waves and winds. Past experiences have shown that if this oil is not contained or removed offshore by means of some of the well-established mechanisms as the in-situ burning, mechanical tools, chemical methods, sorbents or biodegradation (Fingas, 2015 and references therein), it will reach the coastal area. Each coast type presents different sensitivity and problems to oil pollution owing to the exposure to wave and tide energy, the shoreline slope, the substrate type, and biological productivity and sensitivity (Gundlach and Hayes, 1978).

On sandy beaches, two types of oil pollution can be defined: surface oil and buried oil under layers of clean sand. The distribution of the surface oil can be easily monitored with aerial and ground surveys. The assessment of distribution of the buried oil is not direct because it requires digging holes or trenches with hand shovels or power augers. These methodologies only provide discrete information about subsurface oil pollution making the estimation of the total amount of buried oil on the beach inaccurate.

The main objective of this work is to provide coastal managers with a simple theoretically based tool that estimates the depth of oil burial from readily available wave climate information. This tool is meant to assist the clean-up strategy design in oiled beaches to improve efficiency and contain costs in future oil spills

MATERIAL & METHODS

The theoretical model proposed based on a heuristic static equilibrium model of beach profile combined with a simple equilibrium shoreline model. A script was created with the equations of the EBP (Bernabeu *et al.*, 2003) and the shoreline empirical model (Yates *et al.*, 2009) to simulate the seasonal beach profiles and to estimate the oil burial depth in MATLAB (v.7.1). This allowed the proposal of a formula to estimate of the oil depth at different levels of the beach profile (Fig. 1).

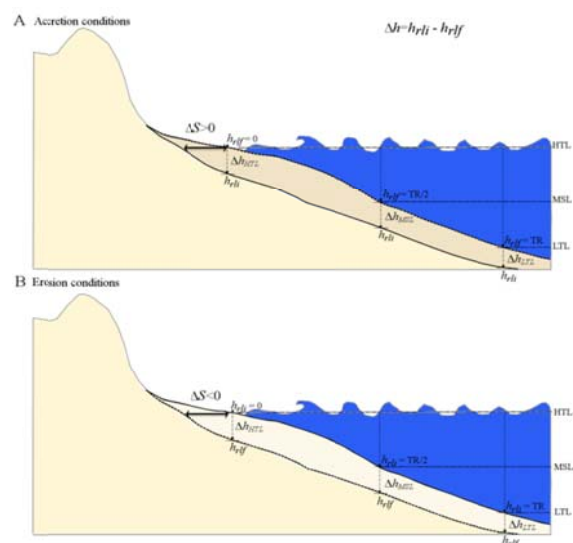


Fig. 1. Draft of the oil burial depth between seasonal beach profiles at high tide level (HTL), mean sea level (MSL) and low tide level (LTL).

A total of 1604 model runs were performed to draw results to estimate the depth of oil burial in the intertidal area of mesotidal sandy beaches under low and high wave energy conditions.

RESULTS & DISCUSSION

The empirical approximation for estimating the shoreline variations based on a dataset of beach profiles gathered from the bibliography. This seasonal shoreline change against wave energy presents a linear regression ($R^2=0.13$), allowed estimating of the change coefficient ($a = -0,1091 \text{ m}^2$) of the shoreline model.

The application of the EBP and shoreline models to study the beach profile changes under different wave climate conditions entailed a total of 1604 cases run. The results of the model revealed two different seasonal beach profile behaviour: type A, where the mean slopes of the beach (m) keep constant ($m_i/m_f=1$) thus the seasonal beach profiles run parallel to each other within the intertidal area; type B, where the mean slopes between the initial and final profiles results in the intersection of the beach profiles at a given point within the intertidal area.

Type A produces oil burial in the intertidal area due to onshore sediment transport during low wave energy conditions. Subsequent onset of higher wave energy conditions leads to beach erosion and consequent oil exhumation and oil release to the marine environment. In contrast, the accretion and erosion in type B, take place concurrently through the intertidal area, favouring oil burial and exhumation at the same time in different sectors.

This study is the first attempt to achieve a theoretical definition of the burial depth of oil on sandy beaches. The model establishes the theoretical basis for predicting the thickness of sand accreted or eroded along the intertidal area of sandy beaches and consequently the depth of oil burial and exhumation.

A predictive graph is provided for the specific conditions modelled (Fig. 2). This tool might assist to the coastal managers and responders to take decisions of clean up with mechanical or bioremediation techniques saving time and reducing environmental disturbance. Therefore, it might be incorporated in the manuals of oil spill management on sandy beaches.

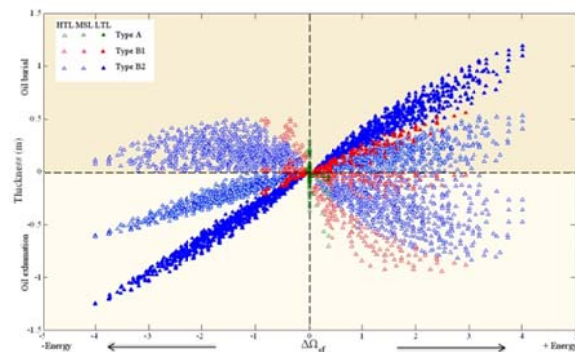


Fig. 2. Scatter graph of the thickness measured in the theoretical beach profiles (Type A (green), B1 (blue) and B2 (red)) at representative levels: HTL, MSL and LTL.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was financially supported by MICINN of Spain (CTM 2008-02699E) in the framework of the EU AMPERA. S. F.-F. was awarded a FPU grant by Ministry of Spanish Education

REFERENCES

- 1- Bernabeu, A.M., Medina, R., Vidal, C. 2003. A morphological model of the beach profile integrating wave and tidal influences. *Marine Geology*, 197 (1-4): 95-116.
- 2- Fingas, M. 2015. *Handbook of oil spill science and technology*. Wiley John and Sons, 693 pp.
- 3- Gundlach, E., Hayes, M.O. 1978. Vulnerability of coastal environments to oil spill impacts. *Marine Technology Society Journal*, 12 (4), 18-27.
- 4- Yates, M.L., Guza, R.T., O'Reilly, W.C., 2009. Equilibrium shoreline response: observations and modeling. *Journal of Geophysical Research*, 114, C09014.

Cita de *Spirula spirula* (Linné, 1758) en depósitos del MIS 5.5 de Gran Canaria, Islas Canarias

Juan Francisco Betancort Lozano¹, Vicente Hernández García¹, Alejandro Lomoschitz Mora-Figueroa², Josep Coca³, Mayte Tames-Espinosa⁴ & Joaquín Meco Cabrera¹

¹ Departamento de Biología, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Las Palmas de Gran Canaria, Canarias.

² Instituto de Oceanografía y Cambio Global² (IOCAG), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

³ División de Robótica y Oceanografía Computacional, IUSIANI, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria, Canarias.

⁴ Grupo de Ecofisiología de Organismo Marinos, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria, Canarias.

RESUMEN

Los restos fósiles de *Spirula spirula* (Linne, 1758) son tan escasos como el conocimiento sobre su ecología. En este trabajo se constata la presencia en los niveles sedimentarios marinos del MIS 5.5 de este cefalópodo en diferentes yacimientos de Gran Canaria, formando notables acumulaciones.

INTRODUCCIÓN

Spirula spirula (Linné, 1758) es considerado el cefalópodo (*Coleoidea*, *Decapodiformes*, *Spirulida*, *Spirulidae*, *Spirula*) ([1] y [2]), más abundante en el Atlántico Norte pero con una ecología llena de incógnitas. De distribución actual pan-oceánica, se considera un género monoespecífico, con posiblemente dos subespecies, una Atlética y otra Indo-Pacífica. Otros autores [3] proponen, en base a diferencias morfométricas la existencia de diferentes especies. Actualmente se acepta como sinónimos de *Spirula spirula* (Linné, 1758): *Spirula peroni* Lamarck, 1822; *S. fragilis* Lamarck, 1801; *S. blakei* Lömberg, 1896; *S. reticulata* Owen, 1848 y *S. prototypus* Péron, 1807. Los ejemplares vivos o con tejidos blando son relativamente raros de ver por su naturaleza mesopelágica [4]. En cambio, las características conchas internas son notablemente abundantes en las playas circutropicales. Concha interna enrollada compuesta por aragonito esta dividida en cámaras o septos comunicados por un tubo sifonal. Su ecología es muy poco conocida. Durante su vida desarrollan marcadas migraciones en la columna de agua: eclosionan en aguas profundas y frías (> 1000 m), pasan una fase juvenil en aguas más calidas (superficiales) y en la fase de adultos vuelve a sumergirse en busca de aguas más frías [2]. Junto con este movimiento, siguen una migración diurna, encontrándose durante el día a profundidades entre 600 y 700 metros y de noche en un rango entre 100 y 300 metros de profundidad [4]. *Spirula spirula* ha sido encontrada en el contenido estomacal del pez espada (*Xiphias gladius* Linnaeus, 1758) en el entorno de las Islas Canarias, no en ejemplares capturados en el Estrecho de Gibraltar ni en la zona ecuatorial ([5] y [6]).

Los niveles del Estado Isotópico Marino (MIS) 5.5 o 5.e, datado en ente 120-130 kyr., están bien representados en toda Canarias [7]. En estos niveles se localizan entre 0 y 12 metros de altura sobre el nivel actual del mar, en Lanzarote (Punta Penedo, Matagorda), Fuerteventura (Matas Blancas, Morrojable, Jandía,, La Guirra), en Gran Canaria, (bajo la ciudad de Las Palmas, El Confital) y Tenerife (Iguete de San Andrés) Caracterizándose por una fauna típica de ambientes tropicales como puede ser el Golfo de Guinea o el Caribe (*Harpa doris* Röding, *Persististrombus latus* (Gmelin, 1791), o *Siderastrea radians* (Pallas, 1766)), con una temperatura del mar, al menos, 3.3° C más calida que la actual [8].

Las referencias fósiles del género *Spirula* son muy escasas. *Spirula* sp. sido citada en depósitos del Mioceno Inferior de Nueva Zelanda [9]. En Canarias, se ha citado para los niveles del Pleistoceno de Punta del Draguillo en la isla de Tenerife la presencia de *Spirula* sp, junto con *Persististrombus latus* (Gmelin, 1791) [10].

MATERIAL Y MÉTODOS

Se han identificado restos y ejemplares completos de *S. spirula* en yacimientos de la isla de Gran Canaria, interpretados en base a la fauna acompañante como pertenecientes al MIS 5.5, tanto en las arenas fosilíferas marinas como en los depósitos dunares asociados a estas playas. Estas yacimientos se localizan principalmente en la costa norte de la isla.

El Materno: La construcción del aparcamiento del Hospital Materno Infantil de Las Palmas de Gran Canaria, mostraron arenas fosilíferas de color blanco, encontrándose dos ejemplares de *S. spirula*.

Istmo de Las Palmas: Prácticamente toda la ciudad de Las Palmas de Gran Canaria se levanta sobre arenas fosilíferas del MIS 5.5. En una obras en el istmo se encontraron fragmentos de *S. spirula* en arenas fosilíferas.

El Altillo: Conglomerados marinos fosilíferos cohesionados, ricos en arenas y bolos. En algunos puntos se aprecian grandes bloques de agregaciones de vermetidos que componen un sustrato para moluscos y corales. Se han encontrado dos ejemplares de *S. spirula* así como numerosos fragmentos.

Bañaderos: Bajo sedimentos aluviales y edificaciones, aflorantes por trabajos de desmonte. Se observan tanto dunas con abundantes ejemplares arrastradas por el viento, como niveles mas profundos de arenas con grandes acumulaciones de estos cefalópodos formando horizontes (Fig. 1).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se constata la presencia de *Spirula spirula* (Linne, 1758) en el Pleistoceno del Atlántico Norte, MIS 5.5, datado en circa 130 kyr, con una temperatura superficial del agua superior la actual. La presencia de grandes cantidades formando horizontes en los sedimentos marinos del Pleistoceno superior de Gran Canaria al igual que en la actualidad, permite inferir una ecología similar, con una franja mesopelágica de organismos que realiza migraciones en la columna de agua.



Fig. 1. Acumulaciones en arenas marinas en Bañaderos, costa norte de Gran Canaria

REFERENCIAS

- 1- Guerra-Sierra A 1992. Mollusca Cephalopoda (T. 1). Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid. 328 pp.
- 2- Norman M 2000. Cephalopods: A World Guide. Helmut Debelius (Editor), ConchBooks. 320 pp.
- 3 - Tanabe K, Shigeta Y, Sasaki T & Hirano H (eds.) 2010. Cephalopods. Present and Past. Tokai University Press, Tokyo, p. 77-84.
- 4- Hernández-García V, Bordes-Caballero F and Almonacid E 2006. Can the bathimetric distribution of cephalopods be studied with commercial fishing gears? Acta Universitatis Carolinae – Geológica, 49: 129-134, Carol University, Praha, Ch. R.
- 5- Hernández-García V (1995a). The diet of the swordfish *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758, in the central East Atlantic with an emphasis on the role of cephalopods. Fish Bull NOAA, 93(2): 403-411.
- 6- Hernández-García V 1995. Contribución al conocimiento bioecológico de la familia Ommastrephidae Steenstrup, 1857 en el Atlántico Centro-Oriental. Ph.D. Thesis, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas de G.C.
- 7 - Meco J, Betancort JF, Ballester J, Fontugne M, Guillou H, Scaillet S, Lomoschitz A, Cilleros A., Carracedo JC, Petit-Maire N, Ramos AJG, Perera M, Soler-Onis E, Medina P, Montesinos M., Meco JM 2008. Historia Geológica del Clima en Canarias. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 296 pp.
- 8 - Montesinos M, Ramos AJG, Lomoschitz A, Coca J, Redondo A, Betancort JF y Meco J 2014. Extralimital Senegalese species during Marine Isotope Stages 5.5 and 11 in the Canary Islands (29°N): Sea Surface Temperature Estimates. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology. 410(2014): 153-163.
- 9 - Hayward BW 1976. *Spirula* (Sepioidea: Cephalopoda) from the lower miocene of Kaipara Harbour, New Zealand. New Zealand Journal of Geology and Geophysics 19(1):145-147.
- 10 - Kröcher J, Maurer H, Buchner E 2008. Fossil beaches as evidence for significant uplift of Tenerife, Canary Islands. Journal of African Earth Sciences, 51:220–234.

Cambios en las curvas Producción-Irradiancia de una comunidad microfitobentónica en distintas condiciones de marea

Julio Bohórquez¹, Jose María Crespo¹, Miguel Lara¹, Juan Luis Jimenéz-Arias¹, Sara Haro¹, Sokratis Pappaspyrou² & Alfonso Corzo¹

¹ Departamento de Biología, CEI-MAR, Universidad de Cádiz, Pol. Río San Pedro s/n. 11510 Puerto Real, España.

² Departamento de Biomedicina, Biotecnología y Salud Pública, Universidad de Cádiz, Polígono Río San Pedro s/n, 11510 Puerto Real, España.

RESUMEN

El efecto de los ciclos mareales sobre la producción de las comunidades microfitobentónicas presentes en el sedimento ha sido estudiado mediante el empleo de microelectrodos selectivos de oxígeno. Durante el experimento se determinaron curvas P-I (Producción-Irradiancia) para tres distintas condiciones de marea (Inmersión, Emersión y Cuasi-Emersión). Se encontraron diferencias significativas para los valores de producción neta sobre todo en las irradiancias altas entre los distintos estados de marea, pero no se puede descartar la posibilidad de que tales diferencias no reflejen cambios reales en la actividad biológica y estén afectados por la variación del coeficiente de difusión del O₂ en el agua y el aire. En el caso de la producción bruta, la eficacia del método transición “luz-oscuridad” está sólidamente demostrada en condiciones de inmersión; sin embargo, los resultados obtenidos en este experimento sugieren que su empleo podría subestimar las tasas de producción bruta cuando se realiza bajo condiciones de emersión.

INTRODUCCIÓN

El Microfitobentos (MPB) es una comunidad fotosintética multiespecífica presente en los sedimentos intermareales que se ve afectada de manera directa por factores físicos como las mareas y el fotoperiodo. Debido a la elevada relación superficie/volumen que presentan estos sistemas, el MPB influye de manera significativa en la dinámica de nutrientes y en el metabolismo neto de los medios costeros someros.

El MPB, debido a su elevada abundancia en los sedimentos intermareales, contribuye significativamente a la producción total [1], siendo por lo general uno de los grupos principales de productores primarios de sistemas acuáticos someros.

Tradicionalmente, la mayoría de estudios sobre producción microfitobentónica intermareal han sido realizados bajo condiciones de inmersión o bien simulando una delgada columna de agua. Las condiciones ambientales en emersión son mucho menos estables que en inmersión, por lo que el MPB debe aclimatarse rápidamente a las fluctuaciones de temperatura, salinidad y desecación que sufre el sedimento como consecuencia de la exposición del sedimento al aire. Todo ello puede afectar considerablemente a la fotosíntesis y la disponibilidad de oxígeno en el sedimento y, en segundo término, a la mineralización de la materia orgánica.

El objetivo del presente estudio es conocer los cambios que ocurren en la producción primaria microfitobentónica durante los ciclos mareales. Para alcanzar nuestro objetivo se realizaron curvas de Producción-Irradiancia (P-I) para Producción Neta (PN) y Producción Bruta (PB), en tres estados mareales diferentes: Inmersión, Emersión y Cuasi-Emersión (espesor lámina de agua < 2 mm).

MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizaron experimentos de microcosmos con testigos de sedimento. El agua y el sedimento fueron recolectados durante marea baja en una zona intermareal del saco interno de la Bahía de Cádiz (Isla del Trocadero, Puerto Real, N 36° 30' 41,5764'', O 6° 13' 59,574''). La recolección del sedimento se realizó a dos profundidades distintas: sedimento superficial (< 1 cm) y sedimento profundo (desde 1 hasta 20 cm de la superficie). Posteriormente, el sedimento se tamizó y se utilizó para rellenar los testigos (diámetro interno = 5,4 cm; longitud = 16 cm) con sedimento profundo primero y superficial en la parte superior para mantener la estructura vertical. Los testigos se mantuvieron en acuarios con agua de mar en un circuito cerrado, a una temperatura de 18 °C y bajo un fotoperiodo de 12 horas luz : 12 horas oscuridad (irradiancia PAR = 270 $\mu\text{mol fotones m}^{-2} \text{s}^{-1}$) durante 5 días. Pasado el tiempo de aclimatación, se realizaron perfiles verticales de O₂ mediante el uso de microelectrodos selectivos de oxígeno (UNISENSE) con un tamaño de punta de 10 μm . Una vez conocido el ciclo interno diario de PN e identificada la fase de mayor producción (fase meseta), los cores fueron utilizados para realizar curvas de P-I tanto para PN como PB. Las irradiancias seleccionadas fueron 0, 100, 200, 400, 800, 1200 y 2000 $\mu\text{mol fotones m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Dichos valores de irradiancia están dentro de los valores típicos empleados en otros experimentos previos para el MPB [3]. Finalmente, los valores de PN y PB fueron normalizados por el contenido de clorofila extraída en los primeros 0.5 cm de sedimento. Para el ajuste de las curvas P-I se utilizó el modelo de Webb *et al.* [4].

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La distribución vertical de O_2 que mostraron los perfiles en luz fue diferente dependiendo de la condición mareal estudiada (Fig. 1). Para condiciones de inmersión, la producción fue aparentemente mayor (máximos de concentración superiores a $600 \mu\text{mol } O_2 \cdot L^{-1}$) que en emersión ($200-300 \mu\text{mol } O_2 \cdot L^{-1}$, incluso a veces presentando la forma de un perfil típico de consumo). Por otro lado, los perfiles realizados en cuasi-emersión exhibieron valores cercanos a los $900-1000 \mu\text{mol } O_2 \cdot L^{-1}$.

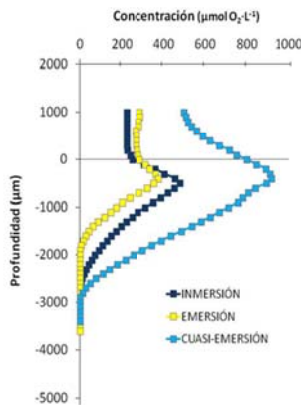


Fig. 1. Perfiles verticales de oxígeno para las diferentes condiciones de marea estudiadas a $2000 \mu\text{mol fotones m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

Las diferencias encontradas se debieron a la agitación y cantidad de agua en los diferentes estados de marea estudiados. En emersión, la concentración de oxígeno fue siempre menor que en los otros dos “estados de marea” debido probablemente a que la ausencia de una capa de agua que actúa como barrera ante la difusión del oxígeno producido, facilitando el escape hacia la atmósfera, y disminuye la profundidad máxima de penetración de oxígeno. Por el contrario, los perfiles en cuasi-emersión presentaban valores de oxígeno muy elevados debido a la acumulación que se producía en la lámina de agua ($< 2 \text{ mm}$) ante la falta de agitación de ésta.

Por otra parte, las tasas de PN correspondientes a las condiciones de marea estudiadas presentaron un buen ajuste a un modelo exponencial frente a la irradiancia (Fig. 2). Los mayores valores de PN se observaron en inmersión, mientras que las tasas de PN más bajas fueron encontradas en emersión debido al bajo gradiente de oxígeno que mostraban sus perfiles. No obstante, sólo se encontraron efectos significativos (ANOVA, $p < 0.05$) del estado de marea para las irradiancias más altas (800, 1200 y $2000 \mu\text{mol fotones m}^{-2} \text{s}^{-1}$).

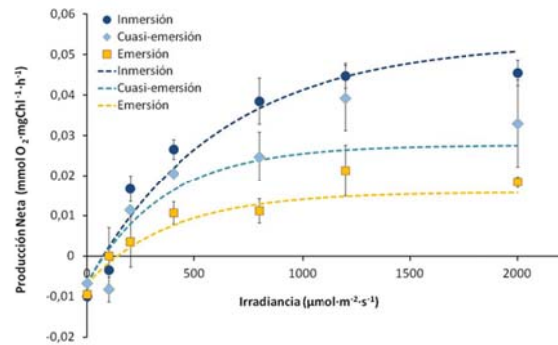


Fig. 2. Curvas de Producción Neta-Irradiancia para las tres condiciones de marea estudiadas (Inmersión, Emersión y Cuasi-Emersión). Las líneas representan el ajuste al modelo de Webb *et al.* [4].

Las tasas de PB medidas mediante el método de transición luz-oscuridad, a diferencia de la PN, mostraron que dicho aumento de la producción en función de la irradiancia fue estadísticamente significativo ($p < 0.05$) sólo para la condición de inmersión y no para las de cuasi-emersión y emersión.

Estos resultados podrían deberse a la facilidad con que el oxígeno escapa a la atmósfera cuando la superficie del sedimento está directamente expuesta debido a una mayor difusividad en la fase aire. Por tanto, el método de transición luz-oscuridad podría estar subestimando la PB para la condición de emersión.

AGRADECIMIENTOS

Éste estudio ha sido financiado por los proyectos MICROCHANGE (CTM2009-10736, beca FPI concedida a Julio Bohórquez (BES-2010-035711)) y MICROBAHIA (CTM2013-43875-R) del Ministerio de Economía y Competitividad, y P11-RNM-7199 de la Junta de Andalucía.

REFERENCIAS

- 1 - Agogué H, Mallet C, Orvain F, De Crignis M, Mornet F, & Dupuy C. 2014. Bacterial dynamics in a microphytobenthic biofilm: A tidal mesocosm approach. *Journal of Sea Research.*, 92: 36 - 45.
- 2 - García-Robledo E, Corzo A, Papaspyrou S, & Morris EP. 2012. Photosynthetic activity and community shifts of microphytobenthos covered by green macroalgae. *Environmental microbiology reports.*, 4(3): 316 - 325.
- 3 - Perkins RG, Underwood GJC, Brotas V, Snow GC, Jesus B, & Ribeiro L. 2001. Responses of microphytobenthos to light: Primary production and carbohydrate allocation over an emersion period. *Marine Ecology Progress Series.*, 223: 101 - 112.
- 4 - Webb WL, Newton M, & Starr D. 1974. Carbon dioxide exchange of *Alnus rubra*. *Oecologia.*, 17(4): 281 - 291.

FisherMan: Capacity building for sustainable Fisheries Management in the Southwest Indian Ocean

Boldrini, E.¹, Sanchez Lizaso, J.L.¹, Borges, T.C.², Nehama, F.³, Hoareau, K.⁴, Jiddawi N.S.⁵, Achmet, S.⁶ & Thierry, L.⁷

¹ University of Alicante, Spain

² University of El Algarve, Portugal

³ University of Eduardo Mondlane, Mozambique

⁴ University of Seychelles, Seychelles

⁵ University of Daar Es Salaam, Tanzania

⁶ University of Comores, Comores

⁷ University of Toliara, Madagascar

ABSTRACT

The FisherMan project titled “*Capacity building for sustainable Fisheries Management in the Southwest Indian Ocean*” (SWIO) is an initiative co-financed by the European Commission through the Edulink programme. The project, started in 2014 whose aim was to support partner higher education institutions located in the SWIO region to create new study programmes (or improving the existing ones) in sustainable fisheries management. This paper presents an overview of the project activities and expected results. We also describe the 1st edition of the FisherMan Regional Conference celebrated during September 2015 in Madagascar whose main aim was to bring together regional and international fisheries experts, authorities, professionals, academics, policy makers and other involved and interested in the Fishery sector, to exchange ideas and to promote an effective collaboration in the South-Western Indian Ocean and increase fishery management education at higher education level.

INTRODUCTION

Current coastal and marine resources in South-Western Indian Ocean (SWIO) region are under increasing human and industrial pressure. The continued decline of these resources is due to poorly coordinated and unplanned resources exploitation. At the same time, the importance of marine fisheries to the national economies and food security of Madagascar, Mozambique, Tanzania, Comoros Islands and Republic of Seychelles is increasing. Given the present context, effective management of resources to achieve ecological and economic sustainability is becoming crucial and the challenge we are facing now consists in providing a cadre of well-trained and well-equipped practitioners and professionals in sustainable fisheries management.

Having in mind the above-mentioned context, the general objective of the FISHERMAN project is to support the SWIO region universities to prepare a new generation of skilled professionals for sustainable fisheries management in the region.

The project addresses both institutional capacity building and improvement of academic quality and relevance in the region, leading to:

- Enhanced contribution to national and regional policies on cooperation in higher education on fisheries management studies
- Increased inter-institutional networking between higher education Institution of SWIO and EU,

including institutions offering teacher training, degrees and diplomas contributing to regional solutions to teacher shortages

- Upgraded qualifications of academic staff of Higher Education Institution of SWIO
- Improved institutional frameworks to pursue academic programmes and academic excellence in partner universities
- Increased mobility of postgraduate students and teaching staff through the provision of joint programmes
- Graduates with the skills corresponding to those required in the national and regional labour markets

MATERIAL & METHODS

CONSORTIUM:

The FISHERMAN consortium is composed by 7 main institutions that are:

- University of Alicante, Spain (project coordinator)
- University of Algarve, Portugal
- University of Seychelles, Seychelles
- University of Toliara, Madagascar
- University of Comoros, Comoros
- University of Dar Es Salaam, Tanzania

- University of Eduardo Mondlane, Mozambique

In addition with this, two associate partners collaborate with us:

- Southwest Indian Ocean Fisheries Commission
- Indian Ocean Tuna Commission

RESULTS & DISCUSSION

The project, with a three-year duration, is now on its last phase. After having received training in issues related with Quality of Education, and topics related with Fisheries management, partner universities started the definition (or improvement) of their study programmes. Due to the different national contexts, some of them opted to design a master and other a bachelor. This tailor made approach has been implemented in order for partner universities to achieve their maximum benefit and to ensure the sustainability of the project results beyond the three years. After their definition, the study programmes have been submitted to the corresponding National Accreditation Authority, all of them have been accredited and at present 3 of them (Comoros, Mozambique and Seychelles) are already running. In addition to this, the FISHERMAN activities have been strongly disseminated with the aim of raising the awareness on the importance of the Fisheries Management (now still considered a more professional sector) integration at Higher Education level.

Dissemination activities targeted, in addition to the academic staff, students and university managers, the Ministries of Higher Education and Fisheries of the partner countries. Example of this has been the First Regional Conference titled: "*Sustainable Fisheries in the South-*

Western Indian Ocean: the importance of the Education, Management and Governance" celebrated in Mahajanga, Madagascar on 10-11 September 2015. The main focus of the event was on the importance of the fisheries resources as a source of food and wealth for the region; the different problems that challenges its sustainability like overfishing, destructive fishing practices and habitat destruction; and the need for a good management system that ensures sustainability. In order to accomplish this it is necessary to control the fishing activity, eliminate destructive fishing practices, progress on the co-management and creation of protected areas and ensure an equal distribution of the wealth generated. In this context, the key role of higher education provider of knowledge and training of technicians on new management systems based on a multidisciplinary perspective has been underlined. The best papers have been published in *Mediterranea*, a Scientific journal edited by the Publications Service of the University of Alicante on the initiative of the Interdisciplinary Institute for Environmental Studies "*Ramon Margalef*".

Synergies are also fostered with complementary relevant project of related disciplines.

ACKNOWLEDGEMENTS

This paper has been partially supported by the FISHERMAN a project within the EDULINK Programme, ACP EU Higher Education Cooperation funded by the European Union and implemented by the ACP Secretariat. Contract number FED/2013/320-279

Análisis de las propiedades magnéticas del sedimento de la Cuenca Interior de Galicia: interpretación paleoambiental.

Daniel Broullón Durán¹, Kais Jacob Mohamed Falcón¹ & Daniel Rey García¹

¹ Departamento de Geociencias Marinas, Universidad de Vigo, 36310 Vigo, España

RESUMEN

Este trabajo analiza las propiedades magnéticas del testigo CI12-PC3 obtenido de la Cuenca Interior de Galicia (CIG). La concentración, la composición y el tamaño de grano de los minerales magnéticos están controlados por el modo de transporte, sedimentación y evolución postsedimentaria, siendo gobernados estos procesos, generalmente, por el clima. El objetivo principal ha sido la caracterización del sedimento de la CIG mediante el análisis de las propiedades magnéticas para alcanzar una reconstrucción paleoambiental de los últimos ~70ka. Además, este estudio ha permitido la puesta en valor del recientemente adquirido magnetómetro criogénico superconductor del Centro de Apoyo Científico y Tecnológico (CACTI) de la Universidad de Vigo. La sensibilidad a pequeños cambios de concentración, mineralogía y tamaño de grano que presentan las técnicas de magnetismo ambiental ha permitido identificar hasta siete capas de IRDs (*Ice-Rafted Detritus*) y correlacionar las seis primeras con los eventos de Heinrich. La llegada de icebergs frente a las costas gallegas durante esas etapas ha quedado plasmada de esta forma.

INTRODUCCIÓN

El uso de las propiedades magnéticas para caracterizaciones ambientales quedó plasmado como disciplina independiente a partir del texto desarrollado por Thompson y Oldfield en 1986 [1], de título “*Environmental Magnetism*”. En el ámbito de la geología marina, el estudio de las propiedades magnéticas de los sedimentos permite determinar la concentración, composición, y tamaño de grano de los minerales magnéticos. Estos parámetros están controlados por el modo de transporte, sedimentación y evolución postsedimentaria de los sedimentos. De esta forma, el magnetismo ambiental permite relacionar sus propiedades magnéticas con los procesos ambientales que las controlan a través de las variaciones de sus constituyentes minerales magnéticos.

La evolución de las técnicas de análisis magnético en las últimas décadas ha proporcionado un aumento de sensibilidad y rapidez de obtención de datos. Los magnetómetros criogénicos actuales son las herramientas más avanzadas para estudios de este tipo. Los dispositivos superconductores de interferencia cuántica (SQUIDS) que contienen son los detectores más sensibles de flujo magnético en la actualidad. Gracias a las uniones de Josephson [2], los SQUIDS consiguen alcanzar la máxima sensibilidad teórica en esta medida.

A lo largo de los últimos ~70ka, la CIG ha sufrido procesos sedimentarios a través y a lo largo del margen continental ibérico principalmente dominados por cambios en el nivel del mar y en las corrientes de la zona. En particular, a escala milenial la CIG podría haber recibido la descarga masiva de partículas detríticas transportadas por icebergs procedentes de altas latitudes (IRDs) (eg: [3]). Las descargas más extremas reciben el nombre de Eventos de Heinrich.

El objetivo principal de este trabajo de fin de grado consistió en analizar un testigo procedente de la CIG a partir de propiedades magnéticas indicadoras de concentración, mineralogía y tamaño de grano magnético para poder alcanzar una reconstrucción paleoclimática en el rango temporal del testigo. Además, este es el primer trabajo basado en resultados obtenidos con el nuevo magnetómetro criogénico superconductor adquirido recientemente por el CACTI, contribuyendo por tanto a su puesta en valor en la Universidad de Vigo

MATERIAL Y MÉTODOS

El testigo CI12-PC3 analizado en este estudio se recogió mediante un pistón corer durante la campaña GALINCLIMARCH en las coordenadas 42°18'38"N y 10°0'16"W, a una profundidad de 2530m. Se analizaron 214 muestras discretas en cajas cúbicas no magnéticas de 7cm³ obtenidas de éste. Las medidas magnéticas se llevaron a cabo en el laboratorio de magnetismo del CACTI de la Universidad de Vigo. El instrumento utilizado fue el magnetómetro criogénico superconductor 755 SRM de 2G Enterprises.

Inicialmente se midió la magnetización remanente natural (NRM) mediante una secuencia de desimanación por campos alternos (AF). Posteriormente se adquirieron las magnetizaciones inducidas. En primer lugar, la magnetización remanente anhisterética (ARM) mediante la misma secuencia de desimanación AF conjuntamente con

un campo continuo de similar magnitud al terrestre en la zona. En segundo lugar, la magnetización remanente isotérmica (IRM) mediante una secuencia creciente de pulsos magnéticos.

A partir de las medidas realizadas se obtuvieron las propiedades dependientes de: concentración (SIRM (IRM de saturación) y ARM), mineralogía (H_{cr} (coercitividad), S-ratio y HIRM (IRM dura)) y tamaño (ARM/SIRM). La χ (susceptibilidad magnética), propiedad dependiente de la concentración, fue obtenida de [4].

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se encuentran hasta nueve picos de distinta intensidad en los perfiles de χ y SIRM. En base a ellos se definen nueve áreas de interés para todos los perfiles obtenidos (Fig. 1).

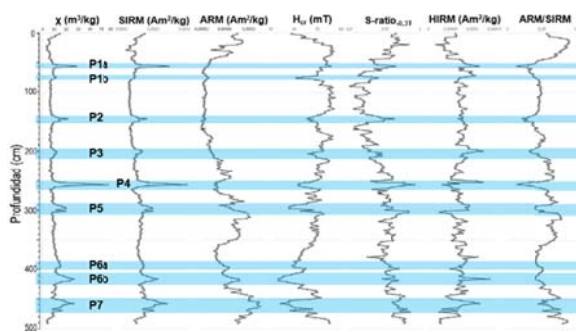


Fig. 1. Perfiles de las propiedades magnéticas adquiridas del testigo CI12-PC3.

Los perfiles de las propiedades dependientes de la mineralogía muestran gran variabilidad. A pesar de ello, en las zonas definidas, estos perfiles sufren por lo general un cambio de valor considerable respecto a las otras áreas del perfil. Aunque con menor variabilidad, el perfil dependiente del tamaño de grano actúa de forma similar.

Las áreas de interés presentan un aumento de concentración de minerales magnéticos. Las propiedades dependientes de la mineralogía evidencian que el conjunto magnetomineralógico es diferente en la mayor parte de estas zonas con respecto a las de baja concentración de minerales magnéticos. El indicador de tamaño de grano muestra que esta variable sedimentaria es mayor en las zonas establecidas (desviaciones hacia la izquierda del perfil ARM/SIRM en Fig. 1).

Los aumentos de concentración de minerales magnéticos pueden ser indicativos de condiciones climáticas favorables al incremento de los aportes de sedimentos a la CIG. El incremento del tamaño de grano es coherente con esta hipótesis. En cambio, analizando las fuentes de sedimentos magnéticos de relevancia en la zona de estudio y teniendo en cuenta la diferente mineralogía identificada, puede deducirse que estas variaciones observadas en las propiedades magnéticas son indicativas de cambios en la procedencia de los sedimentos.

Estudios similares cerca de la zona analizada y de gran correlación con éste asocian el aumento de χ a la presencia de capas de IRDs [eg: 3, 5]. Además, los sedimentos que contienen IRDs se reflejan en los diagramas ARM frente a χ como una desviación del conjunto de datos [6] (Fig. 2).

Estas dos sentencias hacen consistente el indicativo de una procedencia foránea del sedimento de la CIG en ciertas etapas. Esta presencia de IRDs en el testigo de estudio vendría determinada por los eventos de Heinrich, como se muestra en [6] a partir de los gráficos similares obtenidos a la Fig. 2.

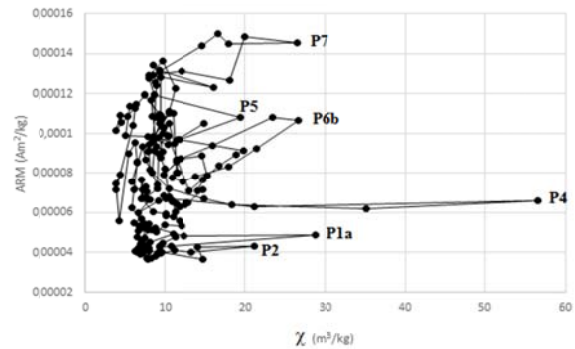


Fig. 2. Propiedades magnéticas dependientes la concentración, la mineralogía y el tamaño de grano.

Con este estudio se corrobora que la llegada de icebergs a la CIG con partículas detríticas asociadas tuvo lugar durante varios episodios en los últimos ~70ka. Además, la sensibilidad, rapidez y consistencia mostradas por el magnetómetro criogénico en la toma de datos evidencia su buen funcionamiento y la potencialidad de esta herramienta en estudios de reconstrucción de cambios ambientales.

REFERENCIAS

- 1 - Thompson R & Oldfield F, 1986. Environmental magnetism. Allen and Unwin, Winchester, Mass.
- 2 - Josephson BD, 1962. Possible new effects in superconductive tunnelling. *Phys Lett*, 1(7):251-253
- 3 - Martins VA, Santos JF, Mackensen A, Dias JA, Ribeiro S, Moreno JC, Soares AM, Frontalini F, Rey D & Rocha F, 2013. The sources of the glacial IRD in the NW Iberian Continental Margin over the last 40ka. *Quatern Int*, 318:128-138.
- 4 - Plaza-Morlote M, Rey D, Santos JF, Ribeiro S, Heslop D, Bernabéu A, Mohamed KJ, Rubio B & Martins V, 2015. IRD characterization and provenance in the Galician Interior Basin (NW Iberia). *Resúmenes sobre el VIII Simposio MIA15*, Málaga del 21 al 23 de Septiembre de 2015.
- 5 - Thouveny N, Moreno E, Delanghe D, Candon L, Lancelot Y & Shackleton NJ, 2000. Rock magnetic detection of distal ice-rafted debris: clue for the identification of Heinrich layers on the Portuguese margin. *Earth Planet Sci Lett*, 180(1):61-75
- 6 - Kissel C, 2005. Magnetic signature of rapid climatic variations in glacial North Atlantic, a review. *C R Geosci*, 337(10):908-918.

Distintas aproximaciones en el estudio del efecto de remolinos mesoescalares en los ciclos tempranos de vida de la anchoa europea

Ainhoa Caballero¹, Anna Rubio¹, Luis Ferrer¹, Agurtzane Urtizberea¹, Naroa Aldanondo¹ & Unai Cotano¹

¹ AZTI-Tecnalia, Marine Research Division, Herrera kaia portualdea z/g, 20110 Pasaia, Spain

RESUMEN

Las condiciones ambientales existentes durante el desarrollo de la anchoa europea en sus fases más tempranas (huevo, larva y juvenil) afectan potencialmente a la distribución, abundancia y crecimiento de los individuos de esta especie. En este estudio se muestran tres estudios distintos en los que se analiza el efecto de las condiciones ambientales, con especial hincapié en el papel de los remolinos mesoescalares, en la anchoa europea en el sureste del golfo de Vizcaya. Los resultados de estos estudios basados en distintos modelos, campañas biológicas/acústicas (BIOMAN, PRESTIGE y JUVENA), campañas oceanográficas (GESEBB, PROTEVS), así como datos satelitales, indican que las distintas condiciones ambientales y la dispersión de partículas (huevos/larvas), pueden explicar parcialmente el reclutamiento observado en dos años tipo (por su bajo y alto reclutamiento). Asimismo, los resultados del modelo de crecimiento larvario concluyen que la alimentación podría ser un factor limitante si solo tenemos en cuenta los datos fuera del cantil.

INTRODUCCIÓN

Los remolinos mesoescalares que se generan estacionalmente en el sureste del golfo de Vizcaya, alteran notablemente la dinámica general y la hidrografía de la zona [1,2,3]. Estas estructuras de entre 80-100 km de diámetro y en ocasiones más de 1000 m de profundidad actúan como vectores de transporte desde el talud hacia mar abierto de nutrientes, y desde aguas profundas a aguas más someras de fitoplancton, zooplancton e ictioplancton. Por lo tanto, estos remolinos pueden tener una influencia notable en el ecosistema de la zona de estudio. Entre las especies cuyo crecimiento y supervivencia pueden verse condicionados por estos remolinos, se encuentra la anchoa europea (*Engraulis encrasicolus*). Este pequeño pelágico con ciclo de vida corta, realiza la puesta en el sureste del golfo de Vizcaya [4,5], hacia la primavera, cuando las masas de agua superficiales comienzan a templarse. Los huevos y las larvas derivan hacia el suroeste ocupando gran parte de la mitad sur del golfo y toda la cornisa cantábrica [6,7,8]. Durante estas fases del ciclo de vida de la anchoa (primavera-verano) se determina gran parte de la supervivencia de los individuos [9].

El objetivo de este estudio, desarrollado en el marco del Proyecto MESOANCHOA, es dilucidar cuál puede ser el papel de la dinámica de mesoescala oceánica en esta fase crítica de la supervivencia de los individuos.

MATERIAL Y METODOS

La evaluación de la dispersión y huevos de larvas se ha realizado utilizando el modelo regional ROMS (Regional Ocean Modeling System) acoplado al modelo SOFT (Sediment, Oil spill, Fish Tracking model). Se ha estimado la dispersión de huevos en dos años caracterizados por un

bajo (2008) y un alto (2010) reclutamiento, a partir de una distribución inicial de huevos estimada en función de la temperatura del mar. Los resultados de este modelo se han validado con la distribución obtenida en la campaña BIOMAN dirigida al muestreo de huevos en la zona mediante el método DEPM (Daily Egg Production Method).

Para analizar el impacto de los remolinos mesoescalares en el crecimiento y supervivencia larvaria se ha aplicado un modelo IBM (Individual Based Model) unidimensional, que contiene un módulo bioenergético, de búsqueda de alimento y de migración vertical. Este modelo se ha aplicado a las muestras de otolitos larvarios obtenidos en la campaña PRESTIGE (verano de 2004) y cuyo crecimiento diario se ha obtenido a partir del análisis de estas microestructuras.

El efecto de los remolinos en la distribución de los juveniles de anchoa se ha analizado a partir de imágenes satelitales y tres campañas oceanográficas distintas que tuvieron lugar en verano de 2013: la campaña glider GESSEB (datos de salinidad, temperatura y clorofila), la campaña biológica/acústica JUVENA (abundancia y distribución de juveniles) y la campaña PROTEVS (salinidad, temperatura y corrientes).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las salidas del modelo ROMS muestran unas condiciones ambientales notablemente diferentes durante los dos años de estudio de dispersión de huevos y larvas (2008 y 2010). Las condiciones de salinidad y la temperatura, afectaron en la puesta de huevos durante la primavera-verano de dichos años, mientras que las diferencias en la dispersión de los huevos y larvas de anchoa durante ambos pudieron afectar al distinto reclutamiento entre ambos años.

En cuanto al estudio del efecto de los remolinos mesoescales en el crecimiento (supervivencia) larvario de la anchoa, los resultados del modelo IBM indican que la alimentación podría ser un factor clave en la supervivencia larvaria fuera del cantil. Sin embargo, es necesario completar en un futuro este análisis con datos de zooplancton dentro de estas estructuras. Finalmente, el análisis de los datos tomados durante las tres campañas de verano de 2013 muestra un dipolo en el sureste del golfo de Vizcaya asociado a un frente intenso, centrado en 44.2°N-4°O, al cual se asociaron mayores abundancias de juveniles (ver Fig. 1).

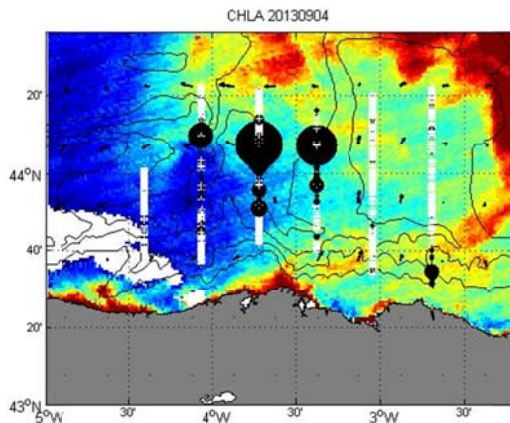


Fig. 1. Mapa de concentración de clorofila y corrientes geostroficadas correspondientes al 4 de septiembre de 2013. Las estaciones (cruces blancas) y abundancias de juveniles de anchoa (círculos negros) para ese día y el día anterior están superpuestas a la imagen.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad dentro del Plan Nacional de investigación científica y tecnológica (Proyectos Retos, MESOANCHOA, CTM2013-45423-R) y el programa Marco del Departamento de Medioambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. La campaña glider fue desarrollada en el marco del proyecto JERICO (2011-2015) del 7º Programa Marco de la Unión Europea (FP7/2007-2013; 262584). La campaña PROTEVS 2013 fue llevada a cabo por el SHOM (Francia). Las imágenes de temperatura y concentración de clorofila se han obtenido del laboratorio NEODAAS (<http://www.neodaas.ac.uk/data>) y los datos altimétricos a partir de los productos SSALTO/DUACS distribuidos a través de AVISO (<http://www.aviso.oceanobs.com/duacs/>).

REFERENCIAS

- 1 - Pingree RD & Le Cann B, 1992. Three anticyclonic Slope Water Oceanic eDDIES (SWODDIES) in the southern Bay of Biscay in 1990. *Deep-Sea Res.*39 (7/8), 1147-1175.
- 2 - Caballero A, Ferrer L, Rubio A, Charria G, Taylor BH & Grima N, 2013. Monitoring of a quasi-stationary eddy in the Bay of Biscay by means of satellite, in situ and model results. *Deep-Sea Res. II.*, 10.1016/j.dsr2.2013.09.029.
- 3 - Caballero A, Rubio A, Ruiz S, Le Cann B, Testor P, Mader J, Hernández C, 2016. South-Eastern Bay of Biscay eddy-induced anomalies and their effect on Chlorophyll distribution. *J. Mar. Syst.*
- 4 - Motos L, Uriarte A & Valencia V, 1996. The spawning environment of the Bay of Biscay anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.). *Sci. Mar.* 60, 117-140.
- 5 - Bellier E, Planque B & Petitgas P, 2007. Historical fluctuations in spawning location of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardina pilchardus*) in the Bay of Biscay during 1967–73 and 2000–2004. *Fish. Oceanogr.* 16, 1-15.
- 6 - Cotano U, Irigoien X, Etxebeste E, Álvarez P, Zarauz L, Mader J & Ferrer L, 2008. Distribution, growth and survival of anchovy larvae (*Engraulis encrasicolus* L.) in relation to hydrodynamic and trophic environment in the Bay of Biscay. *J. Plankton Res.* 30, 467-481.
- 7 - Irigoien X, Cotano U, Boyra G, Santos M, Alvarez P, Otheguy P, Etxebeste E, Uriarte A, Ferrer L & Ibaibarriaga L, 2008. From egg to juvenile in the Bay of Biscay: spatial patterns of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment in a non-upwelling region. *Fish. Oceanogr.* 17:6, 446 - 462.
- 8 - Aldanondo N, Cotano U, Tiepolo M, Boyra G & Irigoien X, 2010. Growth and movement patterns of early juvenile European anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) in the Bay of Biscay based on otolith microstructure and chemistry. *Fish. Oceanogr.* 19:3, 196–208.
- 9 - Boyra G, Martinez U, Cotano U, Santos M, Irigoien X & Uriarte A, 2013. Acoustic surveys for juvenile anchovy in the Bay of Biscay: abundance estimate as an indicator of the next year's recruitment and spatial distribution patterns. *ICES J. Mar. Sci.* 70: 1354-1368 (doi:10.1093/icesjms/fst096).

El UCADIZ, una nueva plataforma de investigación oceanográfica para Andalucía.

Alejandro Caballero Ramis, Miguel Bruno Mejías

Centro Andaluz de Ciencia y Tecnología Marinas (CACYTMAR), Universidad de Cádiz

RESUMEN

La remodelación y puesta en marcha del UCADIZ ha materializado una aspiración histórica de las universidades andaluzas con costa, fortaleciendo de manera extraordinaria las infraestructuras científicas del Campus de Excelencia Internacional del Mar y convirtiéndose en una herramienta imprescindible para el avance de los estudios en Oceanografía, Arqueología Subacuática o en gestión del litoral y del agua, entre otros ámbitos de conocimiento relacionados con la investigación marina y marítima. Las labores de remodelación, realizadas en las instalaciones de Astilleros Pecci de Barbate, han sido posibles gracias a una financiación obtenida a través de la convocatoria 2014 de fortalecimiento científico del Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España y del Campus de Excelencia Internacional del Mar.

INTRODUCCIÓN

El UCADIZ fue construido en 1999 por el astillero SEMKE STAVROS PATERITSAS AND SEA OE SHIPBUILDERS (Grecia), bajo la supervisión de la Sociedad de Clasificación “Hellenic Register of Shipping”, y estuvo ejerciendo como pesquero de arrastre bajo el nombre de “África I”.

En Mayo de 2004 fue abanderado en Belize, para posteriormente en octubre de 2005 ser decomisado por tráfico de drogas por la agencia tributaria, para posteriormente ser comprado por la Universidad de Cádiz.



Fig. 1. Aspecto del barco tras la primera remodelación

En 2006 se le hizo la primera remodelación en los astilleros de Navantia San Fernando, en la que se realizaron los siguientes trabajos:

- Desinstalación Maquinaria de pesca (maquinillas, tangones,...)
- Chorreo y pintado de casco.
- Instalación tanque MARPOL.
- Sustitución un dieselgenerador IVECO por otro MWM.

SEGUNDA REMODELACIÓN

El buque permaneció en el muelle de El Puerto de Santa María sin apenas actividad, hasta que, gracias a una financiación obtenida a través de la convocatoria 2014 de fortalecimiento científico del Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España y del Campus de Excelencia Internacional del Mar, se reanudaron las labores de remodelación en las instalaciones de Astilleros Pecci de Barbate.

Los trabajos se dividieron en dos lotes. El primero correspondió a labores de remodelación para la adecuación de espacios de trabajo, la habitabilidad para tripulación y científicos, puesta a punto de sala de máquinas e instalación eléctrica. El segundo lote correspondió al suministro e instalación de un nuevo equipamiento de puente.

CARACTERÍSTICAS Y EQUIPAMIENTO

El equipamiento científico del buque consiste en lo siguiente:

- Sonda Multihaz Simradl 2040
- ADCP 75 KHz Flowquest
- Termosalinógrafo con fluorómetro y oxímetro
- PCO2
- Roseta y CTD Seabird (12 botellas de 12 litros)
- CTD ondulante

- Vehículo submarino ROV
- Millipore Milli-q
- Estación meteorológica
- Perfilador de velocidad del sonido Valeport
- Equipo integrado en el casco de velocidad del sonido Valeport
- Red de Neuston
- Red de plancton Bongo



Fig. 2. Aspecto actual del UCADIZ

Además, el buque dispone de las siguientes instalaciones:

- Sala multiusos
- Laboratorio húmedo
- Laboratorio multiusos
- Infraestructura informática
- Comunicaciones 4G e Inmarsat
- Embarcación auxiliar
- Dos compresores de alta presión para carga de botellas de buceo.
- Un compresor de baja presión para trabajo subacuático.
- Bomba de agua para trabajo subacuático.

Las características del barco vienen definidas en la siguiente tabla:

Tabla 1. Características

CARACTERÍSTICAS	
Eslora	25 m
Manga	7.5 m
Capacidad de embarque (científicos + tripulación)	12 + 5 (> 8 horas) 3 + 22 (< 8 horas)
Registro bruto	140 Tn
Propulsión	Caterpillar 750 Hp
Planta energética	2 auxiliares de 140 Hp
Pórtico y winche de popa	1500 metros
Pórtico y winche de Estribor	1500 metros de cable oceanográfico
Grúa	400 Kg a 10 m

Cultivo de algas mediante sistema de cuerdas en la bahía de Cádiz

Claudia L. Cara¹, Manuel Macías¹, Josefina Sánchez¹, Ricardo Bermejo^{1,2}
& Ignacio Hernández¹

¹ Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, 11510, Puerto real (Cádiz).

² Department of Earth and Ocean Sciences, National University of Ireland, Galway (Ireland).

RESUMEN

Las macroalgas son un recurso económico y un elemento clave del ecosistema. En los últimos años, se ha producido una sobreexplotación del recurso por incremento de la demanda de la industria alimentaria y de los ficocoloides. Esto ha favorecido el desarrollo de su cultivo con una doble finalidad: la explotación sostenible y el freno al impacto de su explotación en el ecosistema. En este contexto, el objetivo de este trabajo fue estudiar la viabilidad del cultivo de macroalgas en la bahía de Cádiz. Para ello se utilizaron tres especies de algas rojas: *Gracilaria bursa-pastoris*, *Gracilariopsis longissima* y *Chondracanthus teedei*. Las especies se cultivaron durante un año mediante un sistema de balsas y cuerdas. Las mayores tasas diarias de crecimiento se obtuvieron para *Gp. longissima* en otoño (6,6%), *C. teedei* en invierno (2,7%), y para *G. bursa-pastoris* en primavera (3,7%). Los resultados del análisis del contenido interno de nitrógeno sugieren que durante el invierno las macroalgas estuvieron por encima de la cuota crítica de N, lo que permitía el máximo crecimiento. Los resultados obtenidos sugieren que el cultivo de macroalgas en la bahía de Cádiz puede ser viable. Sin embargo, las tasas de crecimiento obtenidas fueron en términos generales inferiores a las obtenidas en otras áreas geográficas. El desarrollo de esta actividad podría suponer un importante complemento económico para la actividad pesquera y marisquera tradicional de la bahía de Cádiz.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, debido a un cambio en la mentalidad impulsado por una mayor preocupación por una alimentación saludable y una mayor concienciación ambiental, se está produciendo un aumento en el consumo de macroalgas en los países occidentales [1]. Las macroalgas se consideran junto con el marisco una importante fuente de ácidos grasos omega-3 [2], además de contener determinados metabolitos con capacidad antioxidante e inmunológica que podrían tener un impacto positivo sobre la salud [3].

En aquellos países donde la explotación de macroalgas es una importante actividad económica, la recolección intensiva y descontrolada de macroalgas ha provocado un importante problema ambiental relacionado con la sobreexplotación de las poblaciones naturales. Por ello, ha surgido durante las últimas décadas la necesidad de cultivar macroalgas para poder satisfacer la creciente demanda mundial, asegurando así la sostenibilidad del recurso y minimizando el impacto sobre el ecosistema marino.

En la bahía de Cádiz crecen de forma natural especies de macroalgas con un importante potencial económico tanto para consumo humano directo (p.e. *Ulva rigida*, *Codium tomentosum*, *Codium fragile*, *Chondracanthus teedei*, entre otras), como para la obtención de ficocoloides (p.e.

Chondracanthus teedei, *Gracilariopsis longissima*, *Gracilaria bursa-pastoris* o *Hypnea musciformis*).

El objetivo de este estudio ha sido evaluar la influencia de los factores “duración del cultivo” y “estacionalidad” en el rendimiento del cultivo en cuerdas de las algas rojas *Gp.*

longissima, *G. bursa-pastoris* y *C. teedei* en el saco interno de la bahía de Cádiz.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los experimentos de cultivo en campo se llevaron a cabo en el saco interno de la bahía de Cádiz (suroeste de la Península Ibérica), en la zona de Santibáñez (36°28' 05" N 6°15'09" W). Las especies cultivadas fueron las gracilariales, *Gp. longissima*, *G. bursa-pastoris*, y la gigartinal *C. teedei*.

Para estimar la variabilidad temporal en el crecimiento, las especies se cultivaron en cuerdas, en ciclos de tres, seis y nueve semanas para cada estación del año, desde octubre de 2014 hasta octubre de 2015. El método de cultivo se llevó a cabo mediante la construcción de un sistema de balsas flotantes [6] de 2,2 m de largo por 1,3 m de ancho, en las cuales se dispusieron 9 cuerdas paralelas separadas cada 18 cm, donde se situaron los individuos a medir. Para *C. teedei*, *Gp. longissima* y *G. bursa-pastoris* se tomó una longitud inicial de los individuos entre 8-12 cm, 12-16 cm y 8-12 cm, respectivamente. La cuantificación del porcentaje de crecimiento diario (%DGR) para cada tratamiento (duración del ciclo y estación del año) se efectuó por triplicado. De forma complementaria se realizó semanalmente un seguimiento de diferentes variables físico-químicas (temperatura, oxígeno disuelto, pH, salinidad y sólidos en suspensión).

Finalmente, se evaluó mediante un análisis de la varianza (ANOVA) de dos vías la influencia de la estacionalidad (otoño, invierno, primavera y verano) y la duración del cultivo (3, 6 y 9 semanas) en las abundancias de epífitos y la tasa de crecimiento para cada especie.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las condiciones ambientales a las cuales se sometieron los cultivos de las tres especies fueron muy variables, y en términos generales las diferentes variables físico-químicas consideradas siguieron un patrón estacional.

En el caso de *Gp. longissima* los resultados del ANOVA mostraron que el crecimiento resultó influenciado principalmente por el tiempo de cultivo ($p < 0.05$). Aunque, también se observaron diferencias significativas entre las distintas estaciones del año (Fig 1). Las mayores tasas de crecimiento se estimaron durante el otoño (6,6% DGR), mientras que en verano se observó una mortalidad masiva.

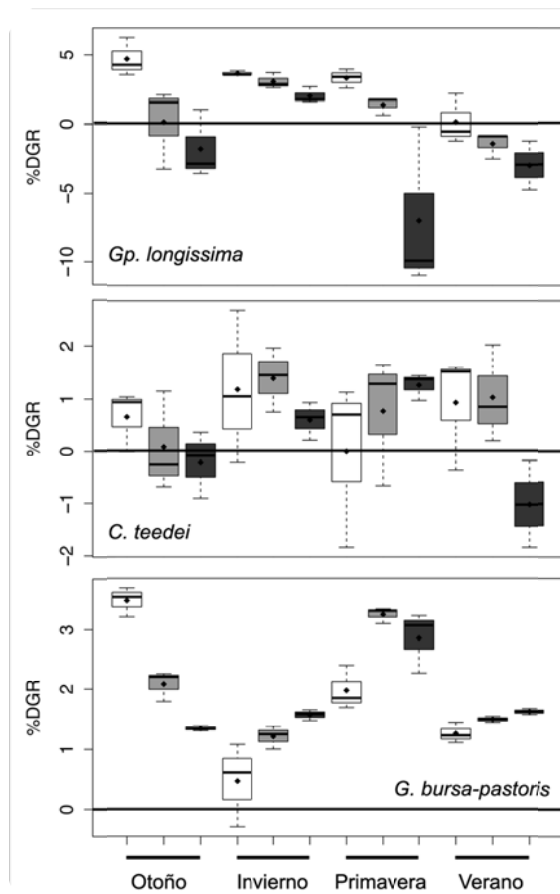


Fig. 1. Diagrama de cajas que relaciona la estacionalidad y duración del periodo de cultivo (3 semanas en blanco, 6 semanas en gris y 9 semanas en gris oscuro) con la tasa de crecimiento (%DGR) de *Gp. longissima*, *C. teedei* y *G. bursa-pastoris*.

Las tasas de crecimiento obtenidas fueron inferiores a la de estudios previos en la bahía de Cádiz [4], donde se observaron los máximos crecimientos durante la primavera y el principio del verano (8,8% DGR).

Para *G. bursa-pastoris* el ANOVA solo mostró diferencias significativas en el crecimiento estacional. Las tasas de crecimiento fueron algo inferiores a las obtenidas por otros autores [5] en el étang de Thau (Francia). Cabe destacar que ésta especie fue la más resistente al cultivo y la única de las tres que crece de forma natural en el saco interno de la bahía.

En el caso de *C. teedei*, el crecimiento no se vio influenciado por ninguno de los factores. Las tasas de crecimiento obtenidas para esta especie no superaron nunca el 2% diario. Un estudio similar, sin cambios en la profundidad del cultivo, fue llevado a cabo al mismo tiempo en la salina de la Esperanza, obteniendo resultados máximos de 2,6% en primavera [6].

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto de Excelencia titulado "Optimización de la recolección y el cultivo al aire libre de macroalgas destinadas a la industria alimentaria en esteros de la bahía de Cádiz: potencial nutricional/gastronómico e implicaciones ambientales" (EALGA; RMN- 1235), de la Consejería de Economía, Innovación, Ciencia y Empleo de la Junta de Andalucía.

REFERENCIAS

- 1 - Mouritsen, O. G., Dawczynski, C., Duelund, L., Jahreis, G., Vetter, W., Schröder, M., 2013. *On the human consumption of the red seaweed dulse (Palmaria palmata (L.) Weber & Mohr)*. Journal of Applied Phycology 25: 1777–1791.
- 2 - Israel, A., Einav, R., Seckbach, J., 2010. *Seaweeds and their Role in Globally Changing Environments*. Vasa, 15:480.
- 3 - Pulz, O., Gross, W., 2004. *Valuable products from biotechnology of microalgae*. Applied Microbiology Biotechnology 65: 635–648.
- 4 - Pérez-Pastor, A., 2005. *Utilización de macroalgas marinas para la disminución de la contaminación por nutrientes*. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz.
- 5 - Marinho-Soriano, E., 2012. *Effect of depth on growth and pigment contents of the macroalgae Gracilaria bursa-pastoris*. Revista Brasileira de Farmacognosia. 22: 730-735.
- 6 - Macías, M., 2015. *Cultivo de macroalgas en salina mediante un sistema de cuerdas*. Trabajo de fin de grado, Universidad de Cádiz. Inédito

Monitoring the water through molecular techniques

Marina Carrasco-Acosta¹, José Alberto Herrera-Melián², Rafael Robaina Romero¹ & Pilar García-Jiménez^{1*}

¹ Department of Biology. Faculty of Marine Sciences. University of Las Palmas de Gran Canaria.

² Department of Chemistry. Faculty of Marine Sciences. University of Las Palmas de Gran Canaria.

* pilar.garcia@ulpgc.es

ABSTRACT

This research proposes the establishment of new methodologies based on the genome of microorganisms to control quality water. Monitoring of quality of water is mainly carried out through biochemical techniques with a consuming-time cost. The development of molecular techniques and specific probes to determine microorganisms has allowed a breakthrough in the validation of water quality not only for the technique sensitivity but also for its precision. In this work two attempts were carried out i) Design of specific molecular probes to identify *FIB* (*Fecal Indicator Bacteria*) in seawater and sewage; ii) Molecular characterization of structure of the bacterial communities from a wetland of bioremediation. The specific probes were designed based on the 16S rRNA of main bacterial groups, included in the current legislation: *Escherichia coli*, *Enterococcus intestinalis*, *Salmonella spp.* and *Legionella spp.* The genus *Shigella spp.* and *Citrobacter spp.* were also determined by their correlation with health conditions. The amplification of fragments was carried out by conventional PCR. The specific sequences obtained were phylogenetically analysed and were used to fine-tuning the *fingerprint* method T-RFLP. This method has been employed to determine the effectiveness of diverse wastewater treatments from wetland bioremediation of Tafira University Campus (ULPGC). We conclude that the results represent an advance in the assessment of water quality of coastal environments as our islands, being the basis for future work on the optimization of the time-cost of early diagnosis and also to determine the effectiveness of natural treatment of wastewater and the reused water quality from wetland bioremediation.

INTRODUCTION

There is a close relationship between the quality of recreational water and human health. The origin of this risk for public health comes to the confluence of numerous anthropogenic uses and natural process that occurs in coastal zones. Some examples are rain runoff, urban runoff [1], farm runoff [2], wastewater [3]; and pollution caused by the bather himself, including the corresponding excreta [4]. The nature of pollution inputs in marine media can involve a variety of pollutants into recreational beaches, often including bacterial pathogens and indicators of fecal contamination [5]. Ignorance of the presence of fecal contamination in recreational water could suppose a particular health risk to small children, potentially immune compromised persons and short-term visitors who may be susceptible to endemic bacteria strains [4], important factor to consider in tourist areas, as ours islands.

Approved traditional methods of *FIB* detection include different specific media and incubation conditions. These methods have limitations, such as duration of incubation, antagonistic organism interference, lack of specificity and poor detection of slow-growing or viable but non-cultivable microorganisms [5]. Methods based on the amplification of organism-specific nucleic acids are faster than culturing methods and yield high precision and sensitivity to reliably and simultaneously detect waterborne pathogens [6]. The implementation of molecular techniques is important since it has been shown that concentrations of *FIB* can change substantially over a time scale of hours [7]. Meanwhile through conventional culture methods beaches can remain open during the processing of samples in the

laboratory, with the collateral effect of failing to report on time to the beachgoers [8].

The aim of the present work was to design specific probes in order to determine bacterial bioindicators, included in the current legislation: *Escherichia coli*, *Enterococcus intestinalis*, *Salmonella spp.* and *Legionella spp.* in seawater and sewage. The genus *Shigella spp.* and *Citrobacter spp.* were also determined by their correlation with health conditions. All probes recognized 16s rRNA region, widely used as molecular chronometer for identification of prokaryotes. The specie/specific probes from *E.coli* and *Enterococcus intestinalis* also have been used to develop the *fingerprint* method T-RFLP to determine the effectiveness of diverse wastewater treatments from wetland bioremediation of Tafira University Campus (ULPGC).

MATERIAL & METHODS

Sampling. 2L of two types of matrix were sampled namely seawater and wastewater. All wastewater samples (influent and effluent) were collected from wetland bioremediation of Tafira University Campus (ULPGC), sampling in three different periods between December 2014-April 2015. Seawater samples were collected according the method of reference described in RD 1341/2007.

Recovery of DNA. Two methods were used to recover DNA from bacterial cells. The membrane filter (MF) technique was employed to concentrate the samples in volumes of 100mL. Half of filters were individually crushed with liquid nitrogen and stored at -20°C until DNA extraction. The other half part of filters were cultured in specific media. Moreover DNA was extracted from filters using modifications from LiOAc protocol described by Løoke [9]. The integrity of DNA was checked by

electrophoresis on 0,8% agarose gel with Ethidium Bromide in 1× Tris-acetate-EDTA (TAE) buffer.

Primer design. Specific molecular probes to identify *FIB* and pathogenic bacteria were designed using the 16S rRNA gene as a marker. A software of multiple alignment, (CLUSTALW), was enable the location of the most conserved regions.

PCR amplification. PCR amplification was carried out using 50µl as a total volume, for each sample, containing 0.5U *TaKaRa Ex Taq* DNA polymerase (TaKaRa Shuzo Co., Shiga, Japan), 2.5mM of each dNTP, 10µL of *Takara Ex Taq PCR buffer* w/MgCL₂, 10pmol of each probe and 20–30ng of template. Template DNAs were initially denatured at 96°C for 1 to 4 min. Then a total of 40 PCR cycles were run under the following conditions: denaturation at 94°C for 1 min, primer annealing at 45°C for 1 min, DNA extension at 72°C for 5 min. Fragments were sequenced (Sistemas Genómicos, Valencia, Spain) and phylogenetically analysed.

T-RFLP analysis. The evolution of the bacterial community structure from wetland bioremediation was carried out with T-RFLP. The specific primer for *E.coli* and *Enterococcus intestinales* were 5'-end FAM-labelled and 5'-end HEX-labelled, respectively. The PCR products were purified using Wizard SV Gel and PCR Clean-Up kit as directed by the supplier (PROMEGA). Purified PCR products (100ng) were digested with the restriction enzyme MseI at 37°C for 3h and subjected to T-RFLP analysis. The precise length of T-RFs was determined by capillary electrophoresis using the Applied Biosystems DNA Sequencer 3130 (Secugen, Madrid, Spain). T-RFLP patterns and quality have being analysed using the GeneMarker (version 1.85).

RESULTS & DISCUSSION

We were obtained specific sequence for all specie/specific probes designed (*E.coli*, *Enterococcus intestinalis*, *Salmonella spp.*, *Legionella spp.*, *Shigella spp.* and *Citrobacter spp.*). Sequencing and phylogenetic analysis confirmed the specificity of these probes.

Currently we are analysing the electropherograms obtained from T-FRLP through (Fig.1.). GeneMarker software, and clearly points difference between structural patterns from the influent and effluent bioremediation wetland.

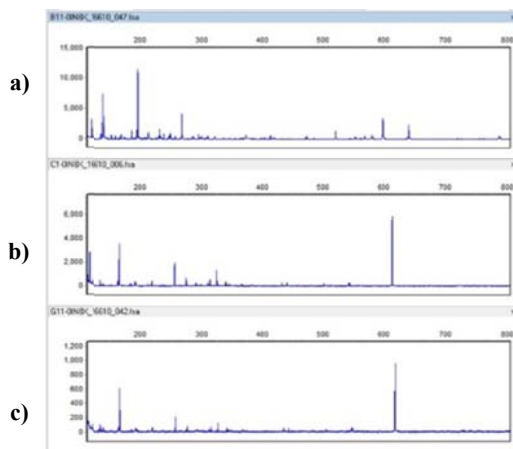


Fig.1. Electropherograms from wetland bioremediation samples; a) Influent; b) Effluent 1; c) Effluent 2.

The results obtained in this work emphasizes the need to develop molecular techniques for specific, sensitive, and especially fast identification of microbial contamination of coastal environments and all those waters that represent pollution inputs to marine environment.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was funded by Programa INNOVA Canarias 2020® (Fundación Universitaria de Las Palmas de G.C.).

REFERENCES

- 1- Walters, S.P., Thebo, A.L. & Boehm, A.B., (2011). Impact of urbanization and agriculture on the occurrence of bacterial pathogens and stx genes in coastal waterbodies of central California. *Water Res.* 45, 1752-1762.
- 2- Tiefenthaler, L., Stein, E.D. & Schiff, K.C., (2011). Levels and patterns of fecal indicator bacteria in stormwater runoff from homogenous land use sites and urban watersheds *J. Water Health*, 9: 279-290.
- 3- Sercu, B., Van De Werfhorst, L.C., Murray, J. & Holden, P.A., (2009). Storm drains are sources of human fecal pollution during dry weather in three urban southern California watersheds *Environ. Sci. Technol.* 43, 293-298.
- 4- World Health Organization (WHO). (2003). Guidelines for safe recreational water environments: Coastal and fresh waters (Vol. 1).
- 5- Rompré, A., Servais, P., Baudart, J., Roubin, M.R. & Laurent P., (2002). Detection and enumeration of coliforms in drinking water: current methods and emerging approaches. *J. Microbio. Met.* 49:31-54.
- 6- Panaiotov, S., Simeonovski, I., Levterova, V., Karamfilov, V., Brankova, N., Tankova, K., ... & D'Ugo, E. Two-Year Monitoring of Water Samples from Dam of Iskar and the Black Sea, Bulgaria, by Molecular Analysis: Focus on Mycobacterium spp (2015). *Inter.J. Environ. Res. Pub. Health*, 12(7), 7430-7443.
- 7- Noble, R.T., Blackwood, A.D., Griffith, J.F., McGee, C.D., & Weisberg, S.B. (2010). Comparison of rapid quantitative PCR-based and conventional culture-based methods for enumeration of *Enterococcus* spp. and *Escherichia coli* in recreational waters. *App. Environ. Microbio.* 76(22), 7437-7443.
- 8- Leecaster M.K. & Weisberg S.B., (2001). Effect of sampling frequency on shoreline microbiology assessments. *Mar. Pollut. Bull.* 42(11):1150-4.
- 9- Lööke, M., Kristjuhan, K. & Kristjuhan, A., (2011). Extraction of genomic DNA from yeasts for PCR-based applications. *BioTechniques.* 50, 325-328.

The effect of carbonate debris derived from fouling communities in the mitigation of organic pollution in the seabed

Nuria Casado-Coy, Elena Martinez-Garcia, Pablo Sanchez-Jerez & Carlos Sanz-Lazaro

Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Universidad de Alicante

ABSTRACT

Organic pollution is one of the most frequent types of pollution worldwide and can lead to profound changes on the seabed. Coastal sediments constitute major recycling areas of organic matter at a global scale, and this function is modulated by the habitat complexity of the sediments among other factors. The debris of the shells of molluscs can increase the habitat complexity of sediments and constitute a waste from several anthropogenic activities. We studied the effect of shell-hash (shells in various states of decomposition) on the biogeochemistry of marine sediments affected by organic enrichment through a mesocosm experiment simulating the bioturbation effects of macrofauna. We found that in sediments under organic enrichment conditions shell-hash reduced the accumulation of sulphide from anaerobic metabolic pathways, improving their ecological status. Additionally, when in the sediment are shell-hash, under organic matter enrichment, ammonium release to the water column was decreased preventing the negative ecological consequences derived from eutrophication. This study points to shell-hash debris as a potential tool for mitigating the effects of organic enrichment on marine sediments.

INTRODUCTION

Soft bottoms constitute a major sink of organic matter (OM) and have a relevant function on its recycling at a global scale [1]. This function is especially important in coastal sediments, which are responsible for recycling around half of the total OM that accumulates in the seabed [2]. Bacteria are the main players in the mineralization of OM in the sediments [1] and have a large variety of metabolic pathways that occur sequentially from more to less efficient one as specific electron acceptors become exhausted. Thus, the metabolic capacity of the sediments depends on the electron acceptor availability.

The by-products derived from anaerobic pathways can be toxic and along with the diminution of oxygen concentration, they affect negatively the infauna [3]. Moreover, oxygen depletion promotes the decoupling of nitrification-denitrification processes since nitrification needs aerobic conditions to take place, thus increasing NH_4^+ release to the water column. Increases on N nutrients can have negative ecological consequences such as algal blooms and subsequent anoxic events, since most marine basins are N-limited. These conditions can cause profound changes on the biological assemblages of the sediment that can ultimately provoke the defaunation of the sediment [4], affecting to the ecological services that soft bottoms provide [5].

A large amount of mollusc shells is obtained as waste from activities such as fish farming, canning industry, or cleaning works to remove fouling from marine structures. These mollusc shells could be used to increment the habitat complexity on sediments, and therefore to improve the biogeochemical processes of the sediment. Thus, research efforts should focus on testing the effects of increasing sediment habitat complexity produced by shell-hash as a

management tool to ameliorate the negative consequences produced by organic pollution.

The aim of this work is to study the effect of shell-hash on the biogeochemistry of marine sediments affected by organic pollution. We used a mesocosm experiment to test if under organic pollution conditions increases on habitat complexity due to shell-hash had complementary effects with macrofauna and also, if shell hash could ameliorate the ecological status of the sediment.

MATERIAL & METHODS

The sediment used for the experiment, carbonated sediment typical in Mediterranean. To simulate the effect of macrofauna we used the polychaete *Lumbrineris latreilli*. Individuals of the species were collected at the beach of Torrevieja, Spain. A total of 36 methacrylate cores (internal diameter 6 cm and 32 cm length) were filled with sediment up to 20 cm of the cores and sealed the bottom part with rubber stopper and leaving ~12 cm on top with water. Then cores were distributed into 2 groups, the surface of the sediment of +OM cores was enriched with 5.62 g of the same sediment containing 92 g of labile OM per kg of sediment in the form of finely ground fish feed. We used c. 5.4 grams per core of shell-hash made up of mussel (*Mytilus galloprovincialis*) fragments, which corresponded to a density of c. 19 g·m⁻² [6]. In the cores, shell hash was placed at two depth levels, in the sediment surface (+MS), simulating an initial deposition of shell-hash and, half-buried (+MB) (reaching down to 3-4 cm in the sediment), simulating shell-hash deposited for a longer time span. To simulate the bioirrigation of macrofauna in natural sediments, three healthy worms (*L. latreilli*) were added to each core (c. 13 individuals·m⁻²) to simulate the

natural density observed in the location where they were collected. 18 cores contained worms (+W), while the other half were worm-free controls (-W). Cores were maintained at 16°C in a tank containing 75 L seawater. The water tank was vigorously oxygenated by air pumps. The water above the sediment cores was shaken by magnetic bars (4 cm length) placed a few centimetres above the sediment surface, and driven by a rotating magnet (60 rpm) placed close to the cores. The temperature was controlled by two coolers that recirculated the water through the tank. TCO₂ and SOU fluxes. Total CO₂ (TCO₂), sediment oxygen uptake (SOU) and nutrient fluxes were determined by the integration of seven incubations performed during the time span of the experiment. Initially, they were performed every 2 or 3 days during the first two weeks, and once a week onwards. The incubations were done by sealing the upper part of the core with a rubber stopper for specific time ranges (2-4 hours for +OM and 4-5 hours for -OM cores) to avoid O₂ depletion above 80% of the initial concentration in the water column. The samples for O₂ were measured with an oximeter and the TCO₂ was measured using a total Carbon titration with titrasol HCl at two pH ranges.

RESULTS & DISCUSSION

This study shows that under organic pollution, shell-hash can influence sediment metabolism, diminishing the prevalence of anaerobic pathways, preventing AVS accumulation and diminishing NH₄⁺ release to the water column. This effect is expected to have a considerable long-lasting effect and be more marked in the absence of macrofauna, although in some cases shell-hash and macrofauna can have similar effects.

Habitat complexity modulates the structure and function of biological communities, although the mechanisms underlying this relationship remain unclear [7]. In this experiment, the structure of shell-hash is expected to increase habitat complexity leading to the enhancement of aerobic pathways in several ways. First, an increase in the grain size of the sediment is expected to increase the diffusion rates between water column and sediment porewater. Second, the roughness and structure of shell-hash can modify the advective porewater flux, favouring the formation of microzones and microlayers [8]. Increases in habitat complexity created by shell-hash may have resulted in the promotion of benthic (aerobic) metabolism [7], diminishing the production of by-products derived from organic pollution.

This study demonstrates that under organic pollution conditions shell-hash reduces the accumulation of by-products from anaerobic metabolic pathways, improving the sediment ecological status. Additionally, shell-hash can decrease the release of ammonium to the water column preventing the negative ecological consequences derived from eutrophication. Thus, shell-hash debris derived from several anthropogenic activities where they are considered as a waste could be used for mitigating the effects of organic pollution on marine sediments, especially in defaunated ones.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to Ginés García García for his advice and help with the collection of the worms and to José Vicente Guardiola Bartolomé for kindly providing the pHmeter and oximeter. We would also like to thank Felipe Aguado-Gimenez for providing the incubation system the technicians of the Marine Science laboratory at the University of Alicante for their help during the analysis. This work has been funded by the project GRE14-19 from the University of Alicante, the project GV/2015/001 from the “Conselleria de Educación, Cultura y Deporte” of the government of the region of Valencia and the contract “Juan de la Cierva” (ref. JCI-2012-12413) from the Ministerio de Economía y Competitividad of Spain to CS.

REFERENCES

- 1 - Duarte, C.M., Middelburg, J.J., and Caraco, N.F. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2:1-8.
- 2 - Hedges, J.I. and Keil, R.G. 1995. Sedimentary Organic-Matter Preservation - An Assessment and Speculative Synthesis. *Marine Chemistry* 49:81-115.
- 3 - Holmer, M., Wildish, D., and Hargrave, B. 2005. Organic enrichment from marine finfish aquaculture and effects on sediment biogeochemical processes. Pages 181-206 *Environmental effects of marine finfish aquaculture*. Springer.
- 4 - Pearson, T.H. and Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr.Mar.Biol.Ann.Rev* 16:229-311.
- 5 - Sanz-Lazaro, C. and Marin, A. 2011b. Diversity patterns of benthic macrofauna caused by marine fish farming. *Diversity* 3:176-199.
- 6 - Wilding, T.A. 2012. Changes in Sedimentary Redox Associated with Mussel (*Mytilus edulis* L.) Farms on the West-Coast of Scotland. *Plos One* 7.
- 7 - Cardinale, B.J., Palmer, M.A., Swan, C.M., Brooks, S., and Poff, N.L. 2002. The influence of substrate heterogeneity on biofilm metabolism in a stream ecosystem. *Ecology* 83:412-422.
- 8 - Huettel, M. and Gust, G. 1992. Solute Release Mechanisms from Confined Sediment Cores in Stirred Benthic Chambers and Flume Flows. *Marine Ecology Progress Series* 82:187-197.

Volume changes on a coarse-grained beach in relationship with wave data

Mariona Casamayor, Ignacio Alonso, Silvia Rodríguez-Valido & María José Sánchez-García

Instituto de Oceanografía y Cambio Global, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Campus Universitario de Tafira, 35017, Las Palmas de Gran Canaria. marionacasamayor@gmail.com

ABSTRACT

San Felipe is a mixed beach located in the northern coast of Gran Canaria Island. This study of volume changes over time has been carried out using elevation models which have been obtained from topographic data. Eighteen surveys were performed where data were taken from the entire beach with a total station. Wave data is the main factor involved in the volumetric changes of the beach. The most relevant parameter is the maximum significant wave height, which relates very well to the volume changes in the beach throughout the study period ($R^2=0.73$). On the other hand, wave direction determines if the beach accumulates or erodes. Storm events are often from the NW and are associated with high wave heights, which are responsible for the largest accumulations of cobbles and pebbles that have occurred throughout the study period. Conversely, in periods of calm prevail NE wave that cause erosions of up to 450m^3 between two consecutive surveys. However, this last factor also depends on the maximum significant wave height since the results shows that with small changes both positive and negative values have the same direction wave.

INTRODUCTION

In the two last decades, the scientific interest by coarse-grained beaches or mixed beaches has increased and therefore the number of morphodynamics studies available is considerable. Recent studies have determined that this type of beaches have a high degree of stability and it makes them less vulnerable against strong waves [1].

However, on Gran Canaria Island there are not previous studies in this type of environments even though there is a large number of them. Gaining a better understanding of how these beaches evolve, and which factors determine its volume changes may help to take appropriate management measurements designed to preserve the coast in the mid-term against future stormy events and sea level rise.

The aim of this study is to analyse the evolution of the volume of the coarse-grained particles on a certain beach, putting it in relationship with wave data.

MATERIALS & METHODS

San Felipe is a mixed beach located on the north coast of the island of Gran Canaria (Spain) (Fig. 1). It is 200m long and variable width depending on the season. The upper part of the beach is covered all year with basaltic and phonolitic cobbles and pebbles, while the lower profile shows a great seasonality.

During the winter, a sand bar is completely submerged, and it is not until the beginning of the summer when it moves onshore, covering the coarse-grained particles located on the lower foreshore. These situations last for the end of the autumn, when northwestern swells pull the sand again offshore.

Wave climate in the area shows that dominant waves are from N-NNE. Nevertheless it shows a clear seasonality between periods with or without storm events. During storm events, dominant waves have a NNW component while in calm periods they are from NNE. Tidal range of the study period, from October 2013 until March 2015, is 2.95m.

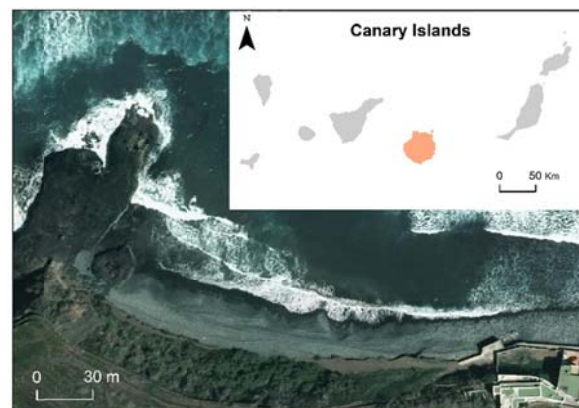


Fig. 1. Location map of San Felipe beach which is in the north of Gran Canaria Island (orange).

Eighteen surveys were carried out from October 2013 to March 2015. Topographic data for the whole beach were collected with a Leica total station TCR307. Data obtained in every survey were filtered and elevation models, using *Surfer 11*, were performed. The interpolation method used to generate the elevation models was *Kriging* with a spatial resolution of 0.1m.

Since San Felipe is a mixed beach and we only want to focus on the portion covered by pebbles and cobbles, the boundary between coarse-grained particles and sand was measured in four of the summer surveys. The average height was established at $Z=2\text{m}$. Considering this height as a lower limit, the volume of the cobble and pebbles was accurately calculated for each survey.

Wave data recorded at Gran Canaria buoy were analyzed to determine the wave regime at the study area.

RESULTS & DISCUSSION

The volume of coarse-grained particles shows a clear seasonality, with higher volumes corresponding to the winter months (from December to April), while the lowest values take place during the summer and autumn period (Fig. 2). It clearly shows that higher waves pile-up the particles in the upper part of the beach, while smaller waves are responsible of eroding that accumulation.

To include wave data, we have used the highest significant wave height that was recorded between two consecutive surveys ($H_s \text{ max}$). Two wave data were discarded because the wave buoy was inoperative during more than 60% of considered period.

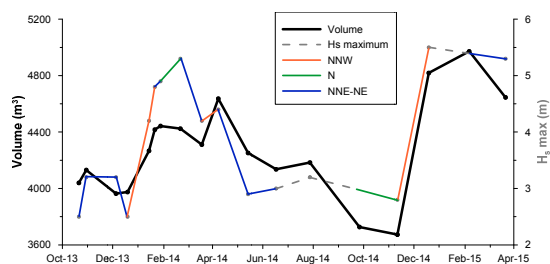


Fig. 2. Volume of coarse grained particles (black line) and maximum significant wave height (grey dots). The different colours of lines, connecting dots, indicate the direction of the highest waves for the period. No data (dash line).

Fig. 2 shows that the volume of coarse-grained particles shows the same pattern than that of $H_s \text{ max}$ ($R^2=0.73$). However, wave height is not the only factor responsible for volume changes, but also the direction of waves is involved. Positive changes in volume correspond to periods where the waves with higher wave height are from the NNW, and conversely the most significant negative changes are associated with waves from the NNE. On the other hand, when $H_s \text{ max}$ shows small values there is not a clear pattern between wave direction and the sign of the volume change.

Previous studies have identified cyclic or seasonal patterns of beach changes in response to incident processes. [2] observed temporal variations that indicate erosion in coarse clastic under storm conditions. Also [3] provides a conceptual model for low-energy mixed beaches in which more energetic waves move sediment offshore and less energetic waves move sediment onshore. However, the results presented here determine the opposite pattern, since under strong waves the beach has more volume of cobbles and pebbles while weaker waves erodes the beach. Our results perfectly agrees with [4], who determined that onshore transport take place during storms, that throws material landwards, as well as with [5], who obtained that the largest responses occur during the winter months when wave energy levels increase.

There are two wave factors which determine the volume changes of cobbles and pebbles in San Felipe beach. The highest significant wave height recorded between consecutive surveys shows a good correlation with volume changes. Likewise, the wave approaching direction determines whether the changes are positive or negative, indicating onshore or offshore transport.

ACKNOWLEDGMENTS

Thanks are due to Pilar Gil from Puertos del Estado for providing the wave data used in this study.

REFERENCES

- 1 – Komar, PD & Allan, JC, 2010. "Design with Nature" strategies for shore protection- The construction of a cobble berm and artificial dune in an Oregon State Park. *Proceed. of a State of the Science Workshop*, 2010-5254:117-126.
- 2 – Caldwell, NE & Williams, AT, 1985. The use of beach profile configuration in discrimination between differing depositional environments affecting coarse clastic beaches. *J. Coast. Res.*, 1:129-139.
- 3 – Nordstrom, KF & Jackson, NL, 1993. Distribution of surfaces pebbles with change in wave energy on sandy estuarine beach. *J. Sediment. Petrol.*, 63:1152-1159.
- 4 – Buscombe, D & Masselink, G, 2006. Concepts in gravel beach dynamics. *Earth Science Reviews*, 79:33-52.
- 5 – Allan, JC, Hart, R & Tranquili, JV, 2006. The use of Passive Integrated Transponder (PIT) tags to trace cobble transport in a mixed sand-and-gravel beach on the high-energy Oregon Coast, USA. *Marine Geology*, 232:63-86.

Characterization of the mesozooplankton communities during two lagrangian studies in a seasonal upwelling system (NW Iberian Peninsula)

Alexandra Castro-Bugallo¹, Jan Strugnell¹, Nuno Cordeiro², Ángel F. González³
& Álvaro Roura¹

¹ Department of Ecology, Environment and Evolution, La Trobe University, Victoria, Australia

² CESAM and Departamento de Física, Universidade de Aveiro, Portugal

³ Department of Ecology and Marine Biodiversity, IIM-CSIC, Institute of Marine Research, 36208 Vigo, Spain

ABSTRACT

The spatio-temporal variability of the mesozooplankton communities was analysed in the seasonal upwelling system off Cape Silleiro (41-42°N). Samples were collected with bongo nets at three depths (5, 100 and 500 m) during both day and night following lagrangian buoys. These drifted with upwelled waters under two contrasting oceanographic conditions: a relaxation period over the slope and the onset of an upwelling event over the shelf. Multidimensional analyses revealed two different communities (shelf and oceanic). These were independently explored resulting in three (shelf) and five (oceanic) discrete communities. The oceanic communities were strongly structured by the strata and day/night factors. In contrast, the structure of the coastal communities was better explained by the holoplankton-meroplankton ratio (a robust index to describe coastal-ocean gradients) and the strata sampled. In order to determine the environmental influence on the oceanic and shelf communities, distance-based linear models (DistLM) were carried out using meteorological (n=6), hydrological (n=8) and biological (n=6) variables. DistLM showed that meteorologic and biological variables accounted for 71.8% and 17.6% of the variability found in the oceanic community, whereas the biological and hydrological ones explained up to 57.1% and 23.5% of the variability found in the coastal community.

INTRODUCTION

Mesozooplankton (0.2 – 20 mm) are key components in marine ecosystems; they link the microbial food web to the classic food chain by feeding on microzooplankton (20 – 200 microns) [1]. The importance of mesozooplankton is more remarkable in coastal upwelling areas, where primary production is increased due to wind-driven currents that bring nutrient-rich subsurface water up into the photic layer [2]. The Iberian–Canary current (ICanC) constitutes one of the four main eastern boundary upwelling systems of the world. During spring and summer (March–April to September–October) northeasterly winds predominate in the Iberian basin, with the southward flowing ‘Portugal Coastal Current’ at the surface (<100m) and the northward flowing ‘Portugal Coastal Under Current’ at the slope [3]. Associated with these, mesoscale upwelling filaments are developed during the upwelling season forced by irregularities in the coastline like capes and canyons. The cool filaments of Cape Silleiro (NW Spain) export 4 x 10⁸ kg of organic carbon per year to the adjacent shelf, which correspond to 20% of the primary production [4].

Micro- and mesozooplankton are unevenly distributed in the coastal-oceanic gradient, with increased biomass near the coast gradually decreasing towards the ocean [5]. Superimposed to this general trend, mesoscale processes like upwelling currents introduce strong bottom-up control to this gradient advecting part of the coastal biomass offshore by the filament jets [3] and also a top-down control within the filament jet due to predation by diel vertical migrators (DVMs) [6].

The aim of this work is to explore the spatio-temporal evolution of the mesozooplankton communities in the seasonal upwelling system off Cape Silleiro during two contrasting Lagrangian experiments: 1) an upwelling-relaxation event over the continental slope and 2) the onset of an upwelling event over the continental shelf.

MATERIAL & METHODS

Data acquisition for this study was carried out during the cruise CAIBEX-I on board the RV Sarmiento de Gamboa around Cape Silleiro (NW Spain) from July 7 to 24, 2009. Water masses were followed by carrying out lagrangian experiments with an instrumented drifting buoy (IDB) that was deployed in the core of the upwelling under two contrasting oceanographic conditions: a relaxation period over the continental slope and the onset of an upwelling event over the shelf. Mesozooplankton samples (n=48) were collected close to the IDB and the adjacent open ocean. Bongo nets (in double oblique tows) were used to collect samples at three depths (5, 100 and 500 m). Samples collected over the shelf only included two tows, one at the surface and the other close to the bottom.

A range from 500 to 1000 organisms was visually identified on each sample to determine their relative abundance. Mesozooplankton communities were studied with multivariate techniques using the software PRIMER & PERMANOVA+. Prior to analysis, the database was screened to select taxa that occur at least in 5% of the

samples. Afterwards, relative abundance numbers were transformed using the function $\log(x + 1)$. The Bray-Curtis index was used to calculate the resemblance matrix among samples. Three factors were included in the study: strata (three levels: 5, 100, 500m), location (two levels: shelf, ocean) and day/night (two levels) to explore the natural groupings observed using principal coordinate analysis plots (PCO). These groupings were tested using permutational ANOVA tests (PERMANOVA). Subsequently, the relationships between the resemblance matrix of mesozooplankton and the resemblance matrices of the 20 explicative variables (eight hydrological, six meteorological and six biological) were determined with distance-based linear models (DistLM) to study the influence of the environment on the main zooplankton communities.

RESULTS & DISCUSSION

The PCO plot (Fig. 1) shows two well-defined groups across the PCO1 axis, which accounted for 59.9% of the variability of the resemblance matrix and clearly differentiated ($p=0.001$) according to the location of the samples. The two communities were analysed independently revealing five oceanic and three shelf discrete communities.

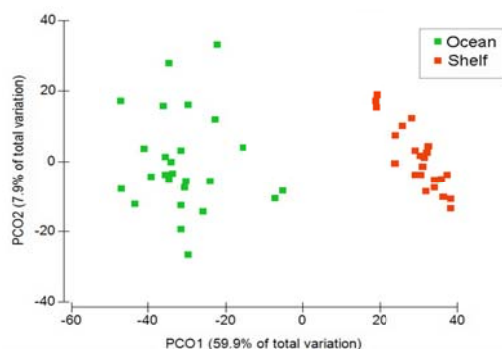


Fig. 1. Principal coordinate analysis (PCO) showing the mesozooplankton communities found during the two lagrangian experiments carried out over the continental slope (ocean) and the continental shelf (shelf).

In the ocean three different communities were identified according to the strata at night ($p=0.001$), whereas only two communities were detected during the day with no differences between 100 and 500 m ($p=0.12$). Vertical migrators might cause these differences. During the day, diel vertical migrators (DVMs) are located in the Deep Scattering Layer (DSL, from 300-800 m deep) to avoid visual predators from the surface [6]. During the day the 100 and 500 m samples might correspond with the upper DSL, whereas the surface sample only includes epipelagic organisms. However at night, organisms from the deepest layers of the DSL (between 600-800 m depth) migrate up and contribute to distinguish the 500 m sample as a different community from the one collected at 100 m.

None of the three different factors were useful to characterise the coastal communities. Then, we used the holoplankton-meroplankton ratio (H/M) as a new categorical factor [5] to distinguish the coastal community ($H/M < 5$) from the frontal community ($H/M > 5$). The ratio H/M proved to be effective explaining up to 25.7% of the total variability. This H/M ratio together with the strata, allowed us to identify three different communities ($p = 0.001$): a coastal and frontal community at the surface and a single coastal-frontal community in depth, which resulted from the mixing effect of the upwelled water over the shelf.

DistLM revealed that the meteorologic and biologic matrices accounted for 71.8% and 17.6% of the variability found in the oceanic community, whereas the biology and hydrology explained up to 57.1% and 23.5% of the variability found in the coastal community.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the captain and crew of the R/V “Sarmiento de Gamboa” (IIM, CSIC). This study was supported by the project CAIBEX (CTM2007-66408-C02). AR was supported by a postdoctoral fellowship “Fundación Barrié” (3003197/2013) and “Securing Food, Water and the Environment” Research Focus Area funds (La Trobe University, Melbourne).

REFERENCES

- 1 - Calbet A., Saiz E, 2005. The ciliate-copepod link in marine ecosystems. *Aquat. Microb. Ecol.* 38 (2): 157-167
- 2 - Bode A, Alvarez-Ossorio MT, Barquero S, Lorenzo J, Louro A, Varela M, 2003. Seasonal variations in upwelling and in the grazing impact of copepods on phytoplankton off A Coruña (Galicia, NW Spain). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 297:85-105.
- 3 - Arístegui J, Barton ED, Álvarez-Salgado XA, *et al.*, 2009. Sub-regional ecosystem variability in the Canary Current upwelling. *Progr. Oceanogr.* 83:33-48.
- 4 - Álvarez-Salgado XA, Beloso S, Joint I, *et al.*, 2002. New production of the NW Iberian shelf during the upwelling season over the period 1982-1999. *Deep Sea Res. Part 1: Oceanogr. Res. Pap.* 49 (10): 1725-1739.
- 5 - Roura Á, Álvarez-Salgado XA, González Á F, Gregori M, Rosón G, & Guerra Á, 2013. Short-term meso-scale variability of mesozooplankton communities in a coastal upwelling system (NW Spain). *Progr. Oceanogr.*, 109:18-32.
- 6 - Hernández-León S, Almeida C, Yebra L, Arístegui J, Fernández de Puellas ML, García-Braun J, 2001. Zooplankton abundance in subtropical waters: is there a lunar cycle? *Sci. Mar.* 65 (1): 59-63.

A detailed investigation of the factors determining zooplankton community structure in the upwelling ecosystem of NW Iberian Peninsula

Alexandra Castro-Bugallo¹, Jan M. Strugnell¹, Ángel F. González² & Álvaro Roura¹

¹ Department of Ecology, Environment and Evolution, La Trobe University, Victoria, Australia

² Department of Ecology and Marine Biodiversity, IIM-CSIC, Institute of Marine Research, 36208 Vigo, Spain

ABSTRACT

This study investigates the mesozooplankton community structure over the shelf and continental slopes off the NW Iberian Peninsula (41-42°N) in summer using multidimensional analysis. Five diversity indexes were estimated to identify the main drivers structuring these communities: Shannon–Weaver (H'), Simpson's (λ), species richness (S), total abundance (N), and the holoplankton-meroplankton ratio (H/M). PERMANOVA analysis confirmed the existence of two different communities over the shelf and the ocean. This difference was caused by a marked horizontal gradient determined by decreasing N , λ and increasing H' , S , H/M towards the ocean. An independent analysis revealed up to three ($p = 0.001$) and five ($p = 0.01$) different communities within the shelf and the ocean, respectively. The five oceanic communities were determined by the factors strata (35.9%) and day/night (16%). The most important gradient in the ocean was in the vertical axis - caused by diel vertical migrators - with higher S , H' and lower N and λ in the deeper communities compared with surface communities. In contrast, the H/M ratio (25.7%) and strata (14.8%) were the main structural drivers on the shelf. Here, the main gradient was horizontal and was caused by the decreasing contribution of coastal larvae (meroplankton) with increasing distance, which allowed the definition of a coastal ($H/M < 5$) and frontal community ($H/M > 5$) within the shelf. In addition to H/M , other gradients were evident from coastal to frontal communities like a lower S , H' and higher N and λ in the coast compared with the front.

INTRODUCTION

Mesozooplankton (0.2 – 20 mm) are key components in marine ecosystems; they link the microbial food web to the classic food chain by feeding on microzooplankton (20 – 200 microns), which are considered the top predators of microbial food webs [1]. The importance of mesozooplankton is more remarkable in coastal upwelling areas, where primary production is increased by wind-driven currents that bring nutrient-rich subsurface water up into the photic layer [2].

During spring and summer (from March–April to September–October) north-easterly winds predominate in the Iberian basin, with the southward flowing ‘Portugal Coastal Current’ at the surface (<100m) and the northward flowing ‘Portugal Coastal Under Current’ at the continental slope [3]. Mesoscale upwelling filaments develop during the upwelling season associated with irregularities in the coastline like capes under strong northerly winds. In this sense, the cool filaments of Cape Silleiro (NW Iberian Peninsula, 42–43° N) export 4×10^8 kg of organic carbon per year to the adjacent shelf [4].

Micro- and mesozooplankton are unevenly distributed in the coastal-oceanic gradient, with increased biomass near the coast gradually decreasing towards the ocean [5]. Superimposed on this general trend, mesoscale processes introduce strong bottom-up control to this gradient, advecting part of the coastal biomass offshore by filament jets [3] and also a top-down control within the filament jet due to predation by diel vertical migrators (DVMs).

We analysed the mesozooplankton collected during summer in the seasonal upwelling system off Cape Silleiro (41-42°N) in order to define the zooplankton communities. This poster provides insights on how zooplankton communities can be discerned according to their structure and diversity indexes.

MATERIAL & METHODS

Data acquisition for this study was carried out during the cruise CAIBEX-I on board the RV ‘Sarmiento de Gamboa’ off the coast of NW Iberian Peninsula from July 7 to 24, 2009. Upwelled water masses were followed by carrying out lagrangian experiments using an instrumented drifting buoy under two contrasting oceanographic conditions: a relaxation period over the continental slope (that corresponds with the end of an upwelling event, experiment L1); and the onset of an upwelling event over the shelf (experiment L2). Bongo nets were used to collect samples at three depths (5, 100 and 500 m) in L2 and two depths (5 and 100 m) in L1 doing double oblique tows.

Mesozooplankton community structure was studied with multivariate techniques (PRIMER & PERMANOVA+) using the location (coast and ocean), day/night and strata (5, 100 and 500 m) as factors. Relative abundances were used to calculate diversity indexes for each community: total abundance (N), diversity (Shannon–Weaver index, H'), dominance (Simpson's index, λ) and species richness (S). We also calculated the holoplankton-meroplankton

ratio (H/M), as this was the best descriptor of the coastal-oceanic gradient [5]. The species contributing most to similarities within and among the communities were determined using a SIMPER analysis.

RESULTS & DISCUSSION

A principal coordinate analysis showed that two natural groups clearly separated according to location (59.9 % of total variation). These groups corresponded to shelf and oceanic communities ($p = 0.001$). These communities were analysed independently, resulting in five oceanic and three coastal communities (Fig. 1).

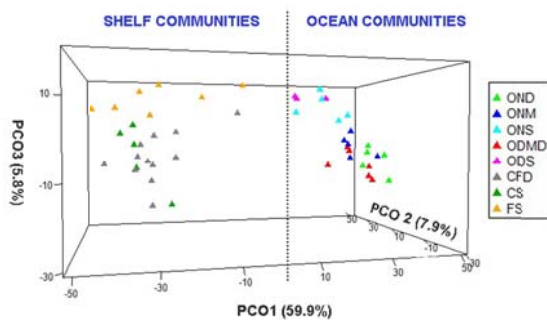


Fig. 1. Tridimensional PCO plot showing the three shelf communities (Coastal-Front Deep CFD, Coastal Surface CS, Front Surface FS) and the five oceanic communities (Ocean Night Deep OND, Ocean Night Medium ONM, Ocean Night Surface ONS, Ocean Day Medium-Deep ODMD and Ocean Day Day Surface ODS).

The oceanic communities were strongly determined by the factors strata (35.9%, three levels) and day/night (16%, two levels), which defined six possible communities, though only five were statistically different (Fig.1). The main gradient in the ocean was vertical with surface water having higher N, λ and lower S, H' than deeper samples (Table 1).

In contrast, the communities identified over the shelf followed a strong horizontal gradient (coast-ocean). However, our main factors did not detect this gradient and thus we defined the holoplankton-meroplankton ratio (H/M) as a new factor, with values <5 for coastal and >5 for frontal communities according to [5]. Based on H/M (25.7%) and the strata (14.8%), three out of 4 possible communities were identified ($p = 0.001$): two coastal and frontal surface communities and a single deep water community (Fig.1, Table 1). As was detected in the ocean communities, N and λ values were higher at the surface whereas S and H' were higher in the deeper layers.

Table 1. Biotic indices of the different communities expressed as mean values of the total abundance per m^3 (N), species richness (S), Shannon diversity index (H'), Simpson's index (λ), and the ratio between holoplankton and meroplankton (H/M).

Communities		N	S	H' (\log_2)	λ	H/M	
Shelf	Shelf/Frontal 100m	1149	34	3.27	0.19	6.7	
	Shelf 5m	7037	20	2.2	0.36	2	
	Frontal 5m	577	28	2.79	0.28	19.4	
Ocean	Day	100/500m	165	33	3.21	0.17	190382.8
		5m	456	17	2.57	0.25	170343.4
	Night	500m	107	47	3.22	0.19	59430.9
		100m	283	36	3.21	0.18	30924.1
		5m	574	24	2.79	0.24	267.5

The organisms that contributed most to discriminate between the ocean and coastal communities were meroplankton organisms including ophiopluteous and equinopluteous larvae, and also gelatinous plankton including salps and siphonophores (that are very abundant in coastal communities). However, copepods like *Centropages typicus* are mainly associated with oceanic communities, in contrast with *C. chierchei* that is found in coastal samples. During the day the most abundant organisms in the open ocean were siphonophores and copepods like *Oithona* spp and *Acartia* spp. At night, copepods like *Pleuromamma gracilis*, *Candacia armata* and *Metridia lucens* were the main drivers for the nocturnal communities.

The horizontal gradient over the shelf were defined in the coast by larvae from ophiuroids and echinoderms, copepods including *Temora longicornis* and larvaceans. Otherwise, euphausiid *Nyctiphanes couchi* and copepods like *C. typicus* were the most abundant organisms in the frontal communities.

REFERENCES

- 1 - Calvet A., Saiz E, 2005. The ciliate-copepod link in marine ecosystems. *Aquat. Micr. Eco.*, 38 (2): 157-167
- 2 - Bode A, Alvarez-Ossorio MT, Barquero S, Lorenzo J, Louro A, Varela M, 2003. Seasonal variations in upwelling and in the grazing impact of copepods on phytoplankton off A Coruña (Galicia, NW Spain). *Jour. Exp. Mar. Biol. Eco.*, 297:85-105.
- 3 - Aristegui J, Barton ED, Álvarez-Salgado XA et al, 2009. Sub-regional ecosystem variability in the Canary Current upwelling. *Progr. Oceanogr.*, 83: 33-48.
- 4 - Álvarez-Salgado XA, Beloso S, Joint I, Nogueira E, Chou L, Pérez FF, Groom S, Cabanas JM, Rees AP, Elskens M, 2002. New production of the NW Iberian shelf during the upwelling season over the period 1982-1999. *Deep Sea Res. Part I: Oceanogr. Res. Pap.*, 49 (10): 1725-1739.
- 5 - Roura Á, Álvarez-Salgado XA, González Á F, Gregori M, Rosón G, & Guerra Á, 2013. Short-term meso-scale variability of mesozooplankton communities in a coastal upwelling system (NW Spain). *Progr. Oceanogr.*, 109:18-32.

Securing coastal ecosystem functionality in the Anthropocene

Just Cebrián¹, Andrea Anton², Bart Christiaen³, Rachel Gamble¹, Shailesh Sharma¹
& Eric Sparks⁴

¹ Dauphin Island Sea Lab, Alabama, USA

² King Abdullah University, Saudi Arabia

³ Washington State Department of Natural Resources, Washington, USA

⁴ Mississippi State University, USA

ABSTRACT

Most of the almost 7.5 billion people in the planet live within 100 kilometers from the coastline. This has caused dramatic transformations in the coastal landscape, including the replacement of natural vegetation with developed land, increased pollution of coastal waters, and decimation of economic resources. We now face a dire need to develop sound management policies where, despite increased human occupation, we preserve the functionality and service provision of coastal ecosystems. Here we review environmental changes caused by human coastal occupation and suggest a course of action to preserve coastal functionality in a world of increasing human pressure. We show that, despite drastic changes in community composition in coastal ecosystems (for instance seagrass replacement by algae) under increased human pressure, functional equivalency among coastal components may preserve overall ecosystem function. Thus, contrary to what current perceptions seem to suggest, coastal ecosystem services may be maintained despite large anthropogenic compositional changes. Nevertheless, human pressure does lead inevitably to depressed coastal functionality in many instances. For those cases, we discuss a number of cost-effective remediation strategies to regain ecosystem functionality and service provision in degraded systems. We illustrate how, working closely with managers and the general public, restoration activities can be implemented to secure functionality and service provision in highly developed coastal areas. Together, this review suggests that, with sufficient investment and close collaboration among all parties involved, the preservation of functional ecosystems with adequate service provision in highly developed coastal areas is possible. The examples illustrated here and elsewhere provide a repertoire of possibilities to aid in negotiations of management policies among parties under situations of limited funding, conflicting interests and specific agendas.

Diversity of N₂ fixers in *Posidonia oceanica* rhizosphere

Alba Coma, Pere Ferriol & Nona S.R. Agawin

Interdisciplinary Ecology Group, Biology Department, Universitat de les Illes Balears, 07122 Palma, Spain

ABSTRACT

It has been proposed that biological nitrogen fixation represents an important process that can contribute to the nitrogen demand of seagrasses. Nitrogen-fixing organisms, known as diazotrophs, can inhabit both the phyllosphere and rhizosphere of seagrasses. To date, the nitrogen-fixing community inhabiting the rhizosphere of *Posidonia oceanica* is still unknown. Here, we report the diversity of these diazotrophs by nested PCR (Polymerase Chain Reaction) amplifying *nifH* sequences (coding for the nitrogenase enzyme) from *P. oceanica* sediment samples taken at a Mallorcan site (Alcanada, Alcudia Bay) from 3 different sediment depths. Temporal variability in the diazotrophic community composition was also assessed by sampling at different seasons of the year. A clone library was constructed with a total of 104 new *nifH* clones and comparative diversity analyses were done. Results show that *P. oceanica* sediment contains a diverse community of heterotrophic diazotrophs. δ - and γ -Proteobacteria appeared to be the most representative taxa in our samples. Sulphate-reducing bacteria (SRB) was abundant suggesting a link between nitrogen fixation and sulphate reduction.

Aplicaciones SIG y fotogrametría SFM en sistemas arrecifales: el atolón Messiniense de Santa Pola (Alicante)

Hugo Corbí¹, Francisco Asensio-Montesinos² y Antonio Abellán³

1. Departamento de Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente, Universidad de Alicante, Apdo. Correos 99, San Vicente del Raspeig, 03080 Alicante, España (hugo.corbi@ua.es)

2. Grado en Ciencias del Mar, Universidad de Alicante (asensiomontesinos@hotmail.com)

3. Scott Polar Research Institute, Geography Department, University of Cambridge, UK

RESUMEN

Se presentan los primeros resultados derivados de la aplicación de técnicas Sistemas de Información Geográfica (SIG) y fotogramétricas *Structure-from-Motion* (SFM) a uno de los sistemas arrecifales de tipo atolón y de edad Messiniense más representativos del Mediterráneo occidental. Las técnicas empleadas proporcionan por un lado modelos digitales de alta resolución de interés para el desarrollo de modelos 3D de distribución de facies, y por otro lado datos relevantes para explorar y analizar las distintas variables sedimentarias y geomorfológicas representativas de este singular lugar de interés geológico en la provincia de Alicante. Los resultados ponen de manifiesto como la información obtenida, complementaria a la proporcionada por las técnicas estratigráficas convencionales, proporciona un mejor y más detallado conocimiento de estos afloramientos en el contexto de un análisis integrado (sedimentológico y geomorfológico) de un sistema arrecifal fósil.

INTRODUCCIÓN

El arrecife de edad Messiniense de Santa Pola, en la provincia de Alicante, constituye un enclave excepcional dentro del patrimonio geológico del sureste de España. Su remarkable interés geocientífico (recopilación bibliográfica en [1]) unido a su alto potencial didáctico hacen que haya sido considerado como Lugar de Interés Geológico de "gran relevancia científica" (valoración numérica 8 sobre 10), en base a la aplicación y comparación de dos métodos distintos de valoración patrimonial, la del Instituto Geológico y Minero y la del Museo Paleontológico de Elche [2]. Dentro de este contexto, las nuevas herramientas de análisis de Sistemas de Información Geográfica y técnicas fotogramétricas, con un crecimiento exponencial de utilización en la última década, ofrecen nuevas posibilidades de exploración e investigación geocientífica de este sistema arrecifal, donde subyace el objetivo principal de este trabajo. La comunicación que aquí se presenta pretende ilustrar cómo estas técnicas proporcionan datos relevantes para la caracterización de este afloramiento ofreciendo, a modo de resultados preliminares, los primeros datos relevantes de esta investigación.

La sierra de Santa Pola corresponde a un antiguo atolón coralino de 5 km de diámetro desarrollado en el antiguo margen de la plataforma continental de edad Messiniense de la denominada Cuenca del Bajo Segura [3]. Aunque en dicha sierra quedan registradas otras unidades estratigráficas de edad Messiniense como el "Complejo Carbonatado Terminal", Plioceno y Pleistoceno [1], este trabajo se centra en la unidad "Complejo Arrecifal", en la que se pueden reconocer tres ambientes sedimentarios

fundamentales (Fig.1): a) frente arrecifal, que corresponde al cantil semicircular y se encuentra dominado por corales del género *Porites* con una zonación morfológica clara (dominio de platos en la base, bastones en las zonas intermedias y masivos en la parte alta). En este frente arrecifal destacan la presencia de canales y contrafuertes, que se repiten con cierta periodicidad; b) talud arrecifal cuyas facies afloran fundamentalmente en el sector oriental de la sierra, donde es posible diferenciar dos subambientes: talud con depósitos gravitacionales y abanicos dominados por *Halimeda* (grainstones y packstones); y c) depósitos de lagoon constituidos por parches arrecifales y calcarenitas en capas gruesas con *Halimeda* y bivalvos, cuyos afloramientos, ubicados en la parte superior de la plataforma arrecifal, se encuentran bastante afectados por el desarrollo urbanístico.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las técnicas empleadas quedan agrupadas básicamente en los siguientes procedimientos:

a) Técnica fotogramétrica terrestre "*Structure-from-Motion*, (SFM)" para elaboración de modelos digitales 3D de alta resolución. Esta técnica, rápida y de bajo costo, permite obtener tanto la ubicación 3D de los puntos del terreno como, de un modo simultáneo, la restitución de la deformación de la cámara [4]. La adquisición de fotografías de alta resolución ha sido realizada tanto con una cámara integrada en un vehículo aéreo no tripulado (*Drone Phantom DJI 3 Advanced*), como con una cámara réflex Canon 40D desde embarcación a unos 200 metros de la costa. Esta técnica ha sido propuesta para la

reconstrucción 3D de todo el "frente arrecifal", así como de afloramientos representativos que incluyan todos los subambientes (canales, contrafuertes, frente arrecifal, abanicos de *Halimeda* y talud).

b) Empleo de herramientas de Sistemas de Información Geográfica convencionales para la caracterización geomorfológica del sistema arrecifal, utilizando el programa *open-source* QSIG y el MDT (1 metro, LIDAR 2009) de la Generalitat Valenciana. Para la obtención y caracterización de las cuencas hidrográficas se ha implementado el software de tipo GRASS (*Geographic Resources Analysis Support System*), en particular las herramientas: a) "*r.fill.dir*", utilizada para crear un mapa de elevaciones sin depresiones y un mapa de dirección de flujo; y b) "*r.watershed*", el cual permite realizar un análisis de cuenca, generando una serie de mapas que indican la acumulación de flujo, la dirección de drenaje, la ubicación de las corrientes y las cuencas hidrográficas.

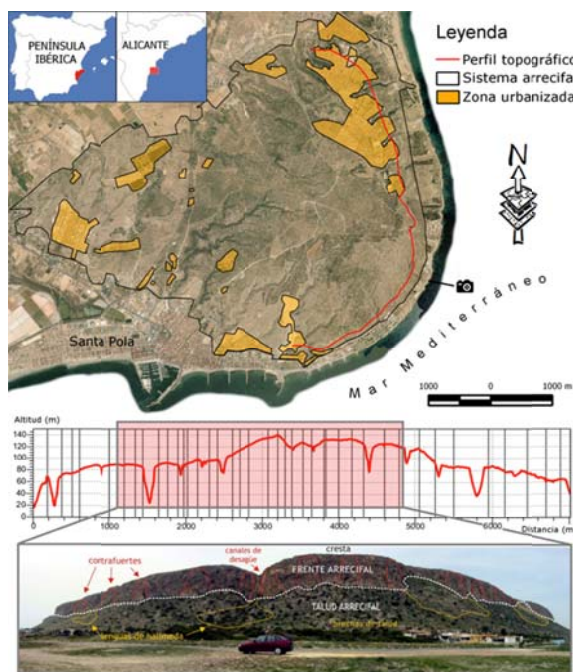


Fig. 1. arriba: Zona de estudio. Abajo: Perfil topográfico representativo del frente arrecifal y vista panorámica que muestra la morfología del "Complejo arrecifal"

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los principales resultados derivados de la aplicación de las diversas técnicas quedan sintetizados en los siguientes ítems:

a) La separación media entre barrancos (los cuales se han desarrollado en los antiguos canales del sistema arrecifal) es de 490 metros; b) La zona urbanizada corresponde aproximadamente al 15% del total del sistema arrecifal, dato de especial significancia en la reciente valoración patrimonial realizada en 2016 [2]; c) Aunque los

contrafuertes son visibles a lo largo de todo el frente arrecifal, la zona ideal para observar y caracterizar estas estructuras del frente arrecifal se encuentra ubicada en el noreste de la Sierra; d) En la zona sur de la sierra no queda expuesto el frente arrecifal y aflora la unidad estratigráfica Messiniense Complejo Carbonatado Terminal (dominado por estromatolitos), si bien el análisis de la distancia media entre barrancos es equivalente a la obtenida en la parte oriental, lo cual podría ser indicativo de que estos barrancos también estarían desarrollados en antiguas zonas de canales del arrecife, no expuestas o posiblemente erosionadas, pero que condicionan la red hidrográfica actual; e) El análisis de las cuencas hidrográficas permite establecer que la zona sureste es la que menos se encuentra afectada por la red de drenaje actual. Este dato es de especial significancia pues esa zona podría ser considerada como la ideal para la caracterización geomorfológica original del propio sistema arrecifal. En este afloramiento ubicado inmediatamente al sur del Centro de Investigación Marina de Santa Pola se ha procedido a levantar un modelo de alta resolución mediante la técnica "*Structure from Motion*" que nos permitirá la realización de estudios de mayor detalle; y f) Las herramientas empleadas han permitido desarrollar un modelo 3D real a escala de todo el afloramiento, el cual resulta idóneo para la difusión y divulgación de este singular Lugar de Interés Geológico.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha desarrollado en el marco del proyecto de investigación GRE14-05 de la Universidad de Alicante.

REFERENCIAS

- 1 - Corbí H y Yébenes A, 2012. El arrecife de coral Messiniense de Santa Pola, un lugar geológico de interés excepcional. *En: Santa Pola, arqueología y museo, Museos municipales en el MARQ, Fundación MARQ*, 96-101.
- 2 - Corbí H y Fierro N, 2016. El patrimonio geocientífico del arrecife Messiniense de Santa Pola (sureste de España): comparación entre dos modelos de valoración patrimonial. *Geotemas* (en prensa).
- 3 - Soria JM, Caracuel JE, Corbí H, Dinarès Turell J, Lancis C, Tent Manclús JE y Yébenes A, 2008. The Bajo Segura Basin (SE Spain): implications for the Messinian salinity crisis in the Mediterranean margins. *Stratigraphy*, 5: 257-263.
- 4 - Westboy MJ, Brasington J, Glasser NF, Hambrey MJ & Reynolds JM, 2012. Structure-from-Motion photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology*, 179: 300-314.

Plástico en mares y océanos: un problema global solucionable.

Andrés Cózar

Departamento de Biología, Facultad de Cc. del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, Campus de Excelencia Internacional del Mar (CEIMAR), E-11510 Puerto Real, Spain

RESUMEN

Resulta muy significativo que, con solo unas décadas de uso generalizado de materiales plásticos, el hombre haya inundado con residuos plásticos todos los océanos. La contaminación marina por plásticos es uno de los asuntos que mejor ilustra la capacidad del hombre para modificar la apariencia y composición del planeta. La enormidad de los océanos parecía suficiente para diluir nuestros desechos, pero nos hemos encontrado en poco tiempo con un problema de escala planetaria. El progresivo incremento en la producción global de plástico y nuestra dependencia de este material hacen además pensar que se trata de un problema de difícil solución. Por otra parte, la contaminación marina por plásticos es un asunto que ha conseguido conectar ciencia, medios de comunicación y sociedad como en pocas ocasiones. En las últimas dos décadas, esta comunión se ha reforzado y retroalimentado de tal forma que el número de trabajos de investigación así como el grado de implicación social ha crecido exponencialmente, un movimiento que empieza incluso a influenciar las estrategias del propio sector empresarial del plástico. La contaminación por plástico puede por tanto llegar a convertirse también en un ejemplo de la capacidad del hombre para afrontar y corregir los problemas ambientales que amenazan nuestro planeta. En esta charla, mostraremos una panorámica integral de la problemática de la contaminación marina por plástico, mostrando los avances más recientes y las perspectivas de futuro para su estudio y gestión.

INTRODUCCIÓN

La acumulación de residuos plásticos en mares y océanos es un problema que genera gran preocupación social debido a los numerosos ejemplos de impactos sobre organismos así como las evidencias científicas que demuestran la escala planetaria de esta contaminación. Se han documentado impactos por ingestión y enredamiento en invertebrados, peces, aves, tortugas, y hasta grandes cetáceos [1,2]. Se han encontrado acumulaciones de residuos plásticos en costas, fondos y aguas de casi todas las regiones del planeta [3, 4]. Existe además gran incertidumbre acerca de los posibles efectos de la contaminación marina por plásticos a nivel ecosistémico [4, 5] o incluso en la salud humana [1].

El escenario descrito unido al incremento exponencial en la producción global de plástico hacen pensar que los esfuerzos por combatir esta contaminación han sido infructuosos, y que este es un problema de difícil solución que puede deparar consecuencias a gran escala [6].

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Es sabido que los desechos plásticos marinos se pueden acumular en aguas superficiales e intermedias, costas, fondos, e incluso en la biota. Sin embargo, el único *stock* de plástico que ha podido ser evaluado a escala global es el la capa superficial del océano, gracias al uso extensivo de redes de arrastre superficial para medir concentraciones de plástico flotante. Análisis de amplia escala espacial y temporal para otros reservorios de plástico son todavía difíciles de abordar.

Año tras año se completa el mapa global de residuos plásticos flotantes (Fig. 1). Las zonas de convergencia de cada una de las cinco Giros Subtropicales se han

identificado como grandes regiones de acumulación de desechos flotantes. Los modelos de circulación oceánica predicen potenciales de acumulación de plásticos en mares semi-cerrados con alta densidad poblacional, lo que ha sido demostrado recientemente para el caso del Mar Mediterráneo [7]. La posibilidad de acumulación de plástico en las latitudes polares ha sido hasta ahora pasada por alto, aunque una reciente expedición circumpolar ha permitido completar esta parte del mapa global con resultados sorprendentes.

En la dimensión temporal, las series históricas de contaminación por plásticos flotantes, disponibles desde los años 80 para algunas regiones [8, 9], convergen en la conclusión de que no aparecen claras tendencias de incremento en el grado de contaminación durante los últimos años, un resultado que no ha sido explorado en profundidad por la comunidad científica. De hecho, existen grandes incógnitas en relación a cuál ha sido realmente la evolución histórica de la contaminación marina por plástico y cómo las medidas aplicadas para su gestión han incidido en las tendencias históricas.

Los desechos plásticos sufren un continuo proceso de fragmentación que hace que se puedan encontrar en el mar desde objetos del orden de metros a partículas de pocas micras. Debido a esta movilidad en la escala de tamaños, las afecciones sobre organismos y ecosistemas pueden llegar a ser muy diversas, actuando a múltiples niveles [1-2, 5]. Especialmente llamativos son los nano-plásticos (en la escala de micras), capaces de ser incorporados en el tejido de sus consumidores [10], lo que plantea una vía potencial de impacto totalmente desconocida.

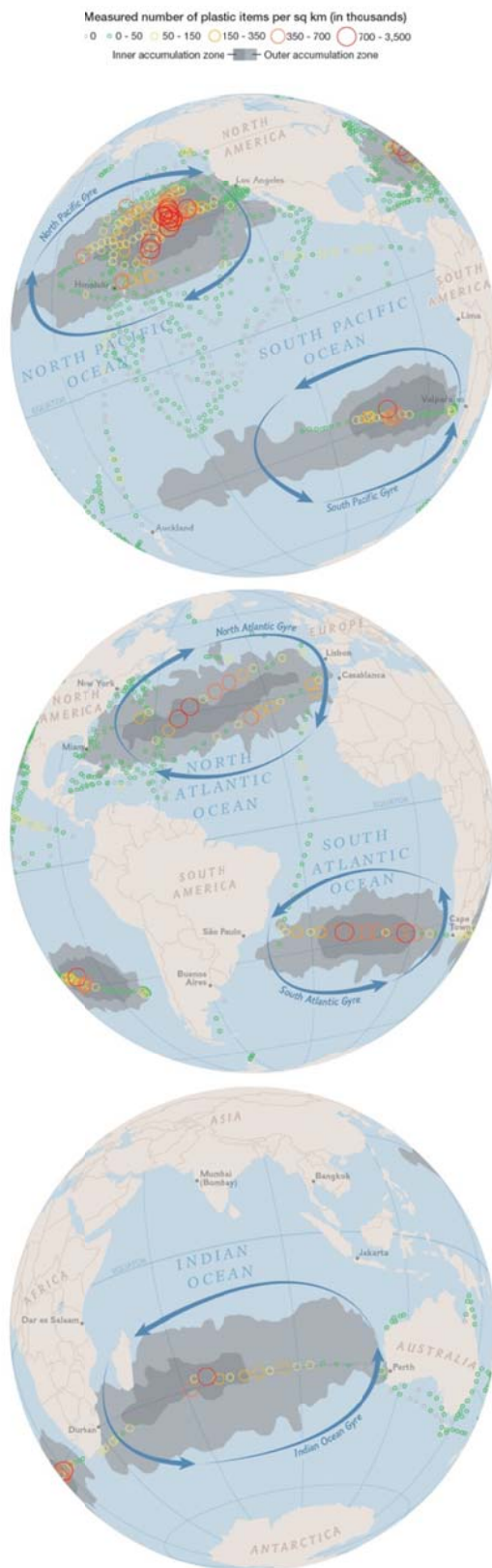


Fig. 1. Primer mapa de contaminación marina por plásticos flotantes (Fuente: National Geographic, Autores: A. Cózar y J. Hawk).

Estos y otros avances en el conocimiento de la contaminación marina por plásticos han atraído enormemente la atención de medios y ciudadanía a nivel global. Así, numerosas iniciativas sociales se han puesto en marcha para combatir la contaminación marina en los últimos años.

La sinergia entre el conocimiento científico y la implicación social crece, existiendo ejemplos de actuaciones preventivas y correctoras a escala regional de enorme éxito. El fenómeno de la contaminación por plástico es un problema inquietante, pero la preocupación y la acción social surgida hacen pensar que esta amenaza global pueda ser solucionable.

AGRADECIMIENTOS

Esta contribución es el resultado de la colaboración de una larga lista de investigadores en distintos proyectos (Malaspina CSD2008-00077, MedSeA FP7-2010-265103; Programa S. de Madariaga PRX14/00743, *Tara Oceans*)

REFERENCIAS

- 1 - Rochman CM, et al. 2015. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Sci. Rep.*, 5:14340.
- 2 - de Stephanis R, et al. 2013. As main meal for sperm whales: Plastics debris. *Mar Pollut Bull*, 69(1-2):206-214.
- 3 - Pham CK, et al. 2014. Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. *PLOS ONE* 9(4): e95839.
- 4 - Cózar A, et al. 2014. Plastic debris in the open ocean. *PNAS* 2014 111(28): 10239-10244.
- 5 - Sussarellu R, et al. 2016. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *PNAS* 113(9): 2430-2435.
- 6 - Wilcox, C., et al. 2015. Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *PNAS* 112:11899-11904.
- 7 - Cózar A, et al. 2015. Plastic accumulation in the Mediterranean Sea. *PLOS ONE* 10(4): e0121762.
- 8 - Law KL et al. (2010) Plastic accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science* 329:1185-1188.
- 9 - Law KL, et al. (2014) Distribution of surface plastic debris in the eastern pacific ocean from an 11-year data set. *Environ Sci Technol* 48(9):4732-4738.
- 10 - Avio CM, et al. 2015. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environ Pollut.*, 198:211-22

Monitoring floating microplastic debris in the Western Mediterranean Sea

William de Haan¹, Anna Sanchez-Vidal¹, Miquel Canals¹ and the NUREIEV scientific party²

¹ GRC Geociències Marines, Departament de Dinàmica de la Terra i de l'Oceà, Universitat de Barcelona, Martí i Franquès s/n, 08028 Barcelona, Spain

² NUREIEV scientific party: David Amblàs, Anna Aymà, Antoni Calafat, Marc Cerdà-Domènech, Rut Pedrosa-Pàmies, Xavier Rayo, Aitor Rumin-Caparrós

ABSTRACT

In this study we provide a quantitative estimation of the distribution of floating microplastic debris in the Western Mediterranean Sea. We sampled 26 stations (three replicates for each tow) along the coastline of the Eastern Iberian Peninsula, from the Gulf of Lions to the Alboran Sea, during two time periods in 2014 and 2015. Microplastics were extracted using a two-step novel methodology to separate floating isolated microplastics from those aggregated to marine organic matter and thus potentially sinking. Debris were counted and classified according to their plastic nature (colour properties and polymer type), and density and temporal variations investigated to understand origins and pathways bringing and dispersing microplastics into the Mediterranean Sea.

INTRODUCTION

It is well known that microscopic plastic fragments are ubiquitous marine pollutants around the world's oceans [1]. Recent studies show high relative abundances of floating microplastic debris in a global-scale context, with high densities found in shelf waters near highly populated areas. The high demography and visiting tourists concentrating in Mediterranean coastal countries, and the semi-enclosed character of the Mediterranean Sea with high residence time of surface waters, suggest the Mediterranean Sea could be acting as a microplastic concentrator and probably as source for Atlantic floating plastic pollution. Indeed current estimations set the weight of microplastics in the Mediterranean Sea between 1,000 and 3,000 tons (in average 1 plastic item in 4 m² as numerical concentration), which is comparable to the accumulation zones described for the five subtropical ocean gyres [2].

Here we provide an estimation of the floating microplastic debris distribution and abundance at a broad spatial and temporal scale in the Western Mediterranean Sea. Indeed the information collected in this study represents a step further in the implementation of the Marine Strategy Framework Directive (MSFD, 2008/56/EC) in the region as for one of the 11 descriptors used to assess the Good Environmental Status of European Marine waters, which is marine litter and microplastic pollution. More importantly, this study provides useful information about the spatiotemporal distribution of marine litter and the anthropic or natural factors that lead to possible dissimilarities between sampled sites. This research is framed in the Spanish NUREIEV project which main aim is to verify the hypothesis that sea storms are the main trigger for the transfer of matter and energy, including pollutants, litter and microplastics, from the coastal to the deep ocean. This will allow to fill critical gaps in the current knowledge of the environmental status of entire continental margin segments of the Western Mediterranean.

MATERIAL & METHODS

Floating plastic debris were sampled in the Western Mediterranean basin off Almeria and Murcia in early spring and late summer 2015, and in the Catalan coast from the Cap de Creus to Barcelona in early and late summer 2015, onboard the Spanish vessels R/V Angeles Alvario and I/V Lluerna, respectively (Figure 1). Three consecutive 20 min interval net tows were taken at 26 locations (total: 72 net tows) while the ship was travelling at a speed of 2-3 knots. Plastic debris in surface waters were collected using a Manta Trawl net (0.61 x 0.25 m mouth, 335 µm mesh). After each tow, the net was rinsed to collect the remaining debris stuck to the mesh prior to their transfer into glass jars.

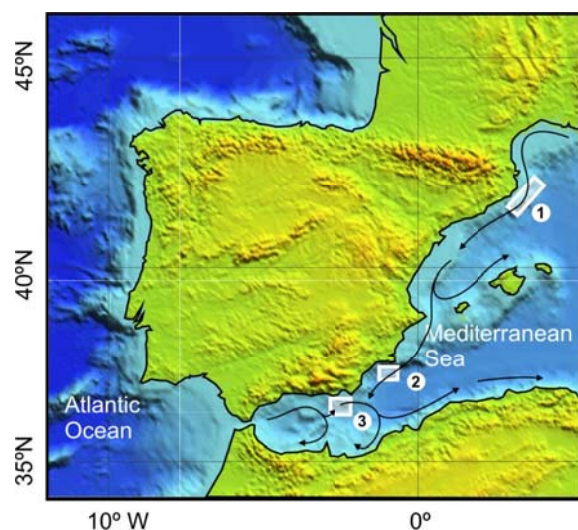


Figure 1. Location of the three areas sampled for floating microplastics in the Western Mediterranean Sea. 1) Catalan margin, 2) Gulf of Vera, 3) Eastern Alboran Sea.

Samples were then fixed in 30% formalin and stored in a cool dark place on board the vessel and in the lab prior to analysis. Afterwards, the samples were poured into a 2 L glass jar and filled with filtered Mediterranean seawater in order to separate the floating microplastics from the denser potentially-sinking microplastics aggregated to floating marine organic matter. Both fractions were analysed and stored separately. Analysis of plastic debris consisted in manual separation and maximum length determination with the aid of an optical microscope using the image processing NIS-Elements software. Colour data in CIE-l-a*-b* (using the Avaatech line scan software) and total weight of Microplastics of every sample was calculated. Finally, to confirm the plastic nature of the material, Raman spectroscopy was applied to a random subset of particles.

RESULTS & DISCUSSION

This is the first study differentiating between those microplastics floating isolated in surface waters (floating debris) from those that are aggregated to alive marine organic matter floating in the sea surface and that thus may end sinking and become buried in the sediments as a part of the biological pump (potentially sunk debris). The importance of those sunk microplastic debris have been recently discovered, being deep sea sediments a major sink for microplastic debris [3]. In this presentation we are going to discuss how microplastics interact with organic matter according to their properties, which could help us to understand the key-playing role of organic matter and the biological pump in the removal of microplastic debris from surface waters. Furthermore, we will discuss how sea surface circulation dynamics (i.e. the southwards flowing Northern Current that connects all areas investigated) as well as other hydrodynamic patterns (e.g. eddies, storms, etc.) and anthropogenic pressure in the coastal sea could be affecting microplastic distribution and its characteristics. Finally, aspects of the seasonal variability in sampled sites will be discussed, as weather could be influencing plastic particle quantification.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research has been supported by the Spanish project NUREIEV (CTM2013-44598-R), and a Catalan Government Grups de Recerca Consolidats grant (2014 SGR 1068). A.S. is supported by a Ramon y Cajal contract.

REFERENCES

- 1 - Thompson, R. *et al.* Lost at sea: where is all plastic? *Science*, 304, 838 (2004)
- 2 - Cózar A, Sanz-Martín M, Martí E, González-Gordillo JI, Ubeda B, Gálvez JÁ, *et al.* (2015) Plastic Accumulation in the Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 10(4): e0121762.
- 3 - Woodall, L. C. *et al.* (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Roy. Soc. Open. Sci.* 1(4), 140317 (2014).

Modeling approach to assess the management of anthropogenic discharges in coastal areas

Hilda de Pablo¹, Francisco Campuzano¹, Joana Raimundo² & Ramiro Neves¹

¹ MARETEC, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1, 1049-001 Lisbon, Portugal

² IPMA, Portuguese Institute for the Sea and Atmosphere, Av. Brasília, 1449-006 Lisbon, Portugal

ABSTRACT

This study summarizes the results obtained during monitoring programs, interpreting the field data with the aid of hydrodynamics, dispersion and biogeochemistry results of numerical models. The study area is under the influence of oceanic processes such as along shore transport, wind-induced upwelling, but also under strong influence of river outflow. The estuarine and coastal areas are modeled using a 3D domain and the open boundary conditions are downscaled from the operational regional ocean model for the Portuguese coast. The model has been validated and the results show that the major regional patterns of circulation and ecology dynamics are adequately reproduced. For the submarine outfall, the properties of the receiving waters and their hydrodynamics including its plume are characterized. Fluxes were computed to compare nutrient loads discharged by the outfall with the loads discharged by the Tagus estuary and the naturally recycled quantities in the marine system. It is demonstrated that the presence of the submarine outfall is hardly detectable and consequently the discharge in coastal waters in oceanic regions with low residence time is environmentally adequate.

INTRODUCTION

Coastal pollution is a global concern for humanity. The discharge of residual water through submarine outfalls is a classical solution in coastal zones. In early times the main issue was to obtain an initial dilution in order to reduce the initial concentration and also to release the waters as far as possible from the coast minimizing microbiological shore contamination [1,2]. Some of the largest submarine outfalls in the world were built following this paradigm (e.g. California, Sidney, Barcelona, New York, Istanbul, Ipanema) and numerical models were developed to design diffusers to attain the desired initial dilution [3]. Scientific and technological developments in particular for operational hydrodynamic and ecological models has been recently developed for coastal zones, downscaling large scale oceanic models that allow to assess each region individually quantifying all the processes involved in the fate of anthropogenic discharges in the coastal zones.

The urban development along the Estoril coast during the 1940's and 50's resulted in many point and diffuse sources of pollution, leading to a conflictive use of water with beach goers. To improve beach water quality a waste water collection system was built in the 70's and a submarine outfall in the 80's. The outfall location was chosen based on the favorable hydrodynamic conditions that favour the dilution and dispersion of the plume. Since 1997, an integrated approach combining monitoring and modelling has been used to accomplish the 3 main objectives: 1- Evaluate the impact of the submarine outfall plume on the water quality; 2- Determine the submarine outfall influence on the water quality of the neighboring bathing areas; 3- To study the physical and ecological processes involved in the fate of the plume.

MATERIAL & METHODS

The monitoring methodology consists in collecting water, sediment and ichthyofaunal samples. The stations in the water column are located around the submarine outfall emission point (P8), in a distance that ranges from 200 m up to 4 km (P1 to P15). Monitored parameters include temperature, salinity, nutrients, oxygen, chlorophyll, and microbiological indicators of fecal contamination.

Field data were used to determine the range of values for the analyzed variables, temporal evolution, and main processes involved. One of the most important outcomes has been the identification of the major influences of the outfall and estuary on the water quality of the area. The Tagus3D domain was implemented to replicate the conceptual model (Fig.1).

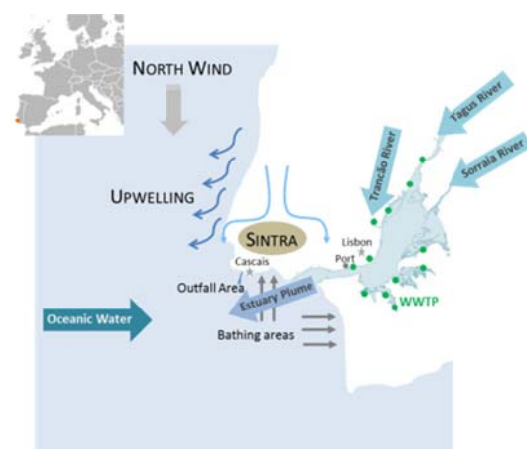


Fig. 1. Tagus estuary and coastal area - Conceptual Model

The Tagus3D operational model uses the MOHID numerical model (<http://www.mohid.com/>; [4]) in full 3D baroclinic mode with a variable horizontal resolution ranging from 2 km off the coast up to 400 m in the estuarine mouth and in the vicinity of the submarine outfall. The vertical discretization consists of 50 levels with a resolution close to 1 m near the surface. The Tagus estuary hydrodynamic and ecological open ocean boundary conditions are imposed using results of the 3D model PCOMS (Portuguese Coast Operational Model System).

RESULTS & DISCUSSION

The spatial variation in the study area is exemplified by ten year time-series of ammonia and salinity at five monitoring stations (Fig.2). Ammonia results showed that station P8 is clearly differentiated from the others in mid-water column, denoting the influence of the submarine outfall discharge. Vertical and horizontal dispersion is evident in the obtained results. Salinity shows the same pattern in all stations, as the entire area is under strong influence of the estuarine plume.

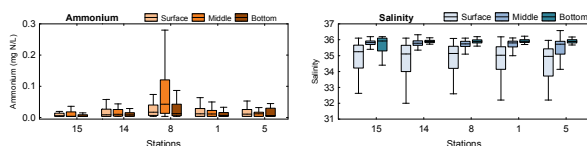


Fig. 2. Ammonia concentrations (mg N/l) (left) and salinity (right) at five monitoring stations for a 10-year time-series.

To illustrate the monitoring and modeling combined approach we focus on the surface data and model results at the emission point (Fig.3). Field data allows to show the monthly interval of variation and to determine the major trends such as lower salinity and temperature values in winter, higher nutrient concentrations also in winter and the chlorophyll maximum values in spring and summer. The low values of temperature during summer evidence the presence of the upwelling (Fig. 4)

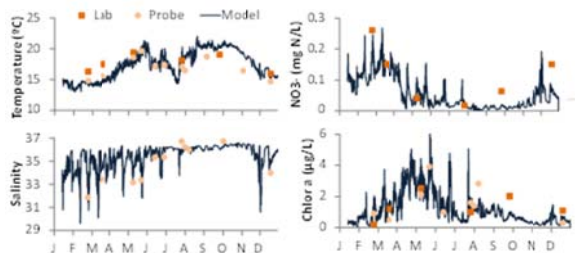


Fig. 3. Comparison of modelling results with field data for temperature, salinity, nitrate and chlorophyll-a during 2011 (surface station on the emission point- P8).

However, to understand the processes that shape the spatial and temporal patterns, a monthly characterization of the system is insufficient. Model results are able to provide continuous information (Fig.3 – blue line and Fig.4) for the state of the system, as well as, to provide explanations for data values that do not have an obvious interpretation.

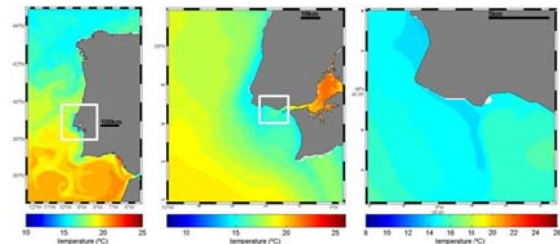


Fig.4. Downscaling scheme illustrated with the temperature field during upwelling conditions. The PCOMS domain (left) supplies hydrodynamic and bio-geochemical boundary conditions to the Tagus3D domain (center). The latter provides boundary conditions to a refined local domain, e.g. the Guia outfall region (right).

Below we highlight some lessons from more than 10 years using a combined monitoring and modeling approach in the study of the submarine outfall:

- The presence of a submarine outfalls is hardly detectable in open coastal waters and under those conditions a discharge is environmentally adequate while water reuse is not economically competitive;
- Although field data may help to characterize the system and provide basic information on the physical and biogeochemical processes *per se* it cannot fully explain the dynamics of the system. When calibrated and validate with field data, numerical model is a fundamental tool to explain the complex nature of the processes in the coastal areas;
- The model could aid to optimize the monitoring program (periodicity, number of stations, etc.);
- The combination of the monitoring program with the modelling tools allowed to obtain a decision of the Commission 2001/720/CE conceding derogation, thus exempting the company to apply less than secondary treatment to wastewaters discharged in the study area;
- Additionally, the model allows to test different scenarios, and the behavior of the system under different sets of conditions, like wind and river flow scenarios.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was financed by SANEST, S.A. (Saneamento Básico da Costa do Estoril) under the project Guia Submarine Outfall Monitoring Program.

REFERENCES

- 1.-Gameson A, 1975. Discharge of Sewage from Sea Outfalls. Pergamon, Oxford.
- 2.-Gunnerson CG, 1988. Wastewater management for coastal cities: Ocean disposal option. World Bank technical paper; WTP 77. Washington, DC: The World Bank.
- 3.-Jirka GH, Doneker RL, Hinton SW, 1996. User’s manual for Cormix: a hydrodynamic mixing zone model and decision support system for pollutant discharges into surface waters. School of Civil and Env. Eng., Cornell Univ, NY.
- 4.- Neves, R. 2013. The Mohid concept. Case studies with MOHID. IST Press. pp 1-11.

Analysis of the Minho River plume intrusion in the Rias Baixas (Pontevedra and Vigo) by means of *in situ* data from 2006 to 2016.

Marisela Des, Diego Fernández-Nóvoa, Maite de Castro & Moncho Gómez-Gesteira

EPHISLAB, Facultad de Ciencias, Universidad de Vigo, 32004 Ourense, Spain

ABSTRACT

Minho River intrusion in the Ria of Pontevedra and the Ria of Vigo has been studied using *in situ* salinity data from late 2006 to nowadays. Minho River intrusion is characterized by a surface salinity layer that increases from the mouth to the inner part. This surface salinity pattern has been detected 36 times for the Ria of Pontevedra, 39 for the Ria of Vigo and simultaneously in both estuaries in 10 times (2 in consecutive weeks) from 2006 to 2016. A direct relation between high Minho River discharges and plume intrusion is not always observed. This suggests that other plume drivers, such as favorable winds patterns, have a significant influence on the river plume dispersion. Analysis of MODIS imagery under synoptic situations show that southwesterly winds promote the plume dispersion towards the Rias Baixas.

INTRODUCTION

The Rias Baixas, NW of the Iberian Peninsula, is a high primary production area, being fishing, aquaculture and related industries the main economic driver. The Rias Baixas are composed by four estuaries. These are partially mixed estuaries [1] with a residual circulation pattern of two-layers, with water flowing seaward through surface layer and landward through bottom layers. The tidal regime is mesotidal and semidiurnal. Researchers suggest that the Minho River discharge can modify the circulation pattern of the Rias Baixas [2, 3, 4, 5]. Minho River debouches in A Guarda, approximately 30 km south to the Rias Baixas, and it is the third plentiful river flowing west of the Iberian Peninsula. Studies using *in situ* data have detected the Minho River plume intrusion in the Ria of Vigo and the Ria of Pontevedra, but not in the Ria of Arousa [2, 3]. In these studies the Minho plume intrusion is characterized by an increased salinity pattern from the mouth to the inner part of the Rias, negative circulation, and biochemical changes in the water column. Furthermore, they related downwelling predominant winds and high Minho discharge with the plume intrusion. Numerical models were also used to study the plume intrusion [4, 5]. All these researches agree that southerly winds propitiate these events; however, they disagree about the need of high flow rates.

The goal of this study is to characterize Minho River plume intrusion events in the Ria of Vigo and the Ria of Pontevedra from 2006 to nowadays by means of *in situ* time series of thermohaline data in order to determine general conditions (wind and Minho River discharge) under which these events occur.

MATERIAL & METHODS

Salinity data from late 2006 to early 2016 were downloaded from INTECMAR web site (intecmar.org). These data are vertical profiles which are collected weekly using CTD

SBE 25. There are 9 measuring stations in the Ria of Vigo and 11 in the Ria of Pontevedra. Two stations were selected in each Ria to characterize the Minho River plume intrusion, one located at south estuarine mouth (PM and VM), and the other one in the inner part of the estuary (PI and VI), (Fig. 1).

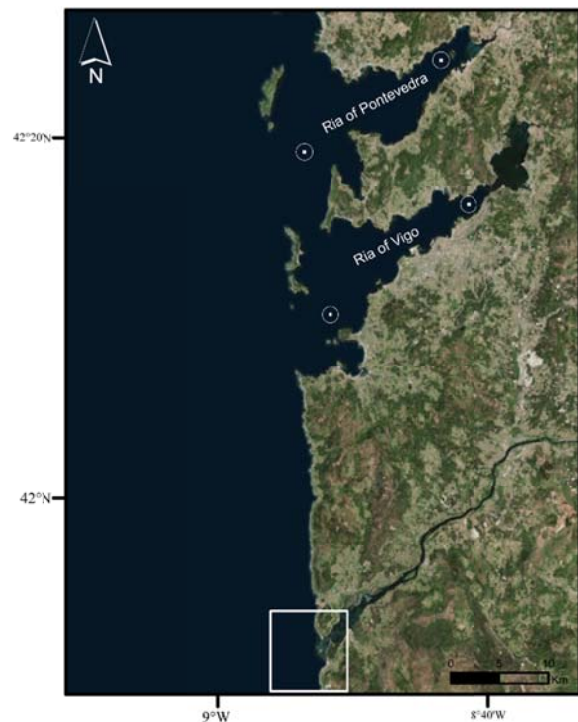


Fig. 1. Area under study. Circles represent measurement stations. Empty box Minho River mouth situation.

Statistical methods were used to eliminate measurement errors in profiles. Data gaps were filled by cubic interpolation. A surface layer was considered averaging salinity from 2 to 4 meters depth. Dates with valid profiles in the four stations were taken in order to compare both Rias. Daily Minho River discharge was provided by the “Confederación Hidrográfica Miño-Sil”, considering the outflow at the Frieira dam plus Tea River flow. This is the river measuring station closest to the river estuary.

Wind data at 42°N, 9.38°W were provided by Climate Forecast System Reanalysis (CFSR).

Daily high-resolution ocean colour data from MODIS (Aqua+Terra) were download from the Ocean Colour web site (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cms/>). They were processed from L1A to L2 files with a resolution of 500 m, using nLw555 band. Composites of images under different synoptic patterns was analyzed.

RESULTS & DISCUSSION

The Minho River plume intrusion in the Rias Baixas is characterized by a surface salinity pattern with higher values inside the estuary than at the estuarine mouth. This type of surface salinity pattern was detected 36 times in the Ria of Pontevedra and 39 in the Ria of Vigo (Fig. 2 black bars), from the available 439 times that both rias were measured at the same day. From these 75 (36+39) salinity patterns, only 10 were observed simultaneously in both estuaries (Fig. 2 red bars).

Minho River plume intrusion is more common into the Ria of Vigo (39) than into the Ria of Pontevedra (36), and its salinity differences in the estuary tend to be greater. This is due to the geographical proximity of the Ria of Vigo to the Minho estuary (Fig.1).

In early 2010 (January and February), Minho River plume intrusion was detected in both rias on consecutive weeks, coinciding with high river discharges. It could be due to a single plume intrusion event remaining in time, or several pulses of fresh water.

High Minho River discharges are not required to modify the circulation pattern of the rias e.g. October 2007, July 2008, July 20013 and June-July 2014. Other drivers as wind intensity and direction are important to determine the plume dispersion. This fact has been previously obtained by means of numerical models [5].

Previous results show that the plume intrusion is not an isolated event; it was detected in approximately 9% of the cases.

The synoptic compositions of MODIS imagery show that wind disperses the Minho River plume under the predominant wind direction. Southwesterly winds compress the plume along the coast favoring their approaching the Rias Baixas.

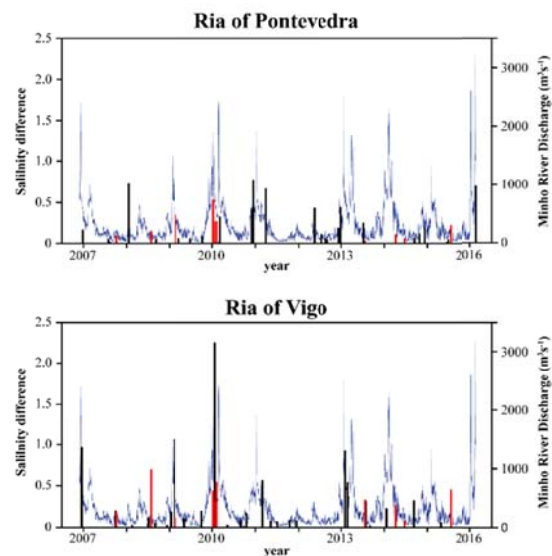


Fig. 2. Left axis: salinity differences between the inner station and the station at the estuary mouth, positive cases. Right axis: Minho River discharge. Black bars identify times of positive cases in a single ria. Red bars identify times of positive cases in both rias.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was partially supported by ‘Xunta de Galicia’ under Project GRC2013-001.

REFERENCES

- 1 – Dyer K.R., 1997. Estuaries. *A physical introduction second ed. John Wiley & Sons, Chichester*, 195.
- 2 – deCastro M., Alvarez I., Varela M., Prego R. & Gómez-Gesteira M., 2006. Miño River dams discharge on neighbor Galician Rias Baixas (NW Iberian Peninsula): Hydrological, chemical and biological changes in water column. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70:52-62.
- 3 – Alvarez I., de Castro M., Gómez-Gesteira M. & Prego R. 2006. Hydrographic behavior of the Galician Rias Baixas (NW Spain) under the spring intrusion of the Miño River. *J. of Marine systems*, 60:144-152.
- 4 –Sousa M.C., Vaz N., Alvarez I., Gómez-Gesteira M. & Dias J.M., 2014. Influence of the Minho River plume on the Rias Baixas (NW of the Iberian Peninsula). *J. of Marine Systems*, 139:248-260.
- 5 – Sousa M.C., Vaz N., Alvarez I., Gómez-Gesteira M. & Dias J.M., 2014. Modeling the Minho River intrusion on the Rias Baixas (NW of the Iberian Peninsula). *Continental Shelf Research*, 85:30-41.

Double-environment estimates of shell-length heritability in *Mytilus galloprovincialis*

Borja Díaz-Puente¹, Ricardo Guíñez², Marta Miñambres¹, Alfonso Pita¹ & Pablo Presa¹

¹Laboratory of Marine Genetic Resources. Faculty of Marine Sciences, University of Vigo, 36310 Vigo, Spain.

²Instituto de Ciencias Naturales Alexander von Humboldt, Facultad de Ciencias del Mar y de Recursos Biológicos, Universidad de Antofagasta, P.O. Box 170, Antofagasta, Chile.

ABSTRACT

We provide robust estimates of heritability and variance components of shell-length in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*. Nine full-sib families were selected from the normally-distributed shell length of a wild population and grown in parallel replicates in two different environments for 2 years. Highly significant differences were observed within family between environments as well as between families within environment. Broad-sense heritability estimates using restricted maximum-likelihood method (REML) were medium-high in both environments, i.e. hatchery families (0.436 - 0.930), offshore cultures (0.605 - 0.820). High shell-length heritability is of utmost importance for mussel seed selection practices.

INTRODUCTION

The Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis*) is a species with a high commercial value around the world because of its large demand across diversified markets and very particularly in Galicia (Northwestern Spain) where 90% of the national mussel output is produced. Local mussel production in Galicia has left behind the huge global increase of mussel production in the last decade. Causation of such stagnation is diverse, such as the polygon saturation, the HAB toxic episodes, the absence of innovation through specific i+d+i investments, or the external competitors to the European market, e.g. the free-trade treaty agreement between Chile and the European Union in 2003 has dramatically increased the competition for European mussel markets.

Some of those drawbacks could be addressed through selective breeding programs (i.e., hybridization programs or artificial selection) assisted by DNA based technologies. Namely, by developing artificially selected mussel strains of high growth rates throughout breeding programs, a genetic improvement of the broodstock would afford mussel farmers to increase the annual production per unit area and to explore new market niches. However, none of those goals would be successful without knowledge on the heritability of candidate traits and their variance components.

MATERIAL & METHODS

All the experiments were conducted in 2007-2010 at the facilities of ECIMAT Marine Station located at the southern bank of Ría de Vigo (Galicia, Northwest Spain).

Wild individuals from the same cohort were graded in three shell-length groups: small size (<40 mm), intermediate size (41-69 mm), and large size (>70 mm), and fecundation was induced within each length class by enforcing bi-parental

crosses within length class. Nine full-sib families were placed independently on aerated tanks and fed in closed circuit with water renewal and tank cleaning on a 48 h basis. Juveniles averaging 13.46 ± 4.51 mm in length were split into two replicates, one remained in hatchery and the other was grown in suspension in the ECIMAT jetty.

Shell-length was monthly measured starting on July 2008 (≈ 120 day-old juveniles) on 50 individuals randomly sampled from each offspring, using an image analysis system (Nis elements BR 3.0) and an ocular micrometer (Nikon SMZ 1500) and a 1/100th mm electronic caliper (Mitutoyo® IP67) later on. Length distribution from the base population and from treatments was tested with the Kolmogorov-Smirnov test using the statistical package SPSS 17.0. Comparisons of shell length among environments within family among samplings as well as among families within environment were analyzed using a one-way ANOVA followed by the *post hoc* Tamhane's T2 test. The broad-sense heritability, standard errors, the variance components and their significance were estimated across families in both environments after writing two programs based on the MIXED PROCEDURE with the restricted maximum-likelihood method (REML). Those statistical analyses were carried out in SAS Statistical Software (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA).

RESULTS & DISCUSSION

Shell-length evolution per family (Fig. 1) showed a distinctive growth between environments over the time. Significant differences ($p < 0.001$) within family between environments were observed from the 11 month e.g. families 3 and 4. Significant differences in the remaining seven families were observed from the 12 month. Regarding to the differences between families within environments one of the families selected for large growth

(Family 6) showed higher growth ($p < 0.05$) than the rest of families over 24 month. By contrast, Family 9 showed a high growth during the first year and posteriorly was the family with the worst growth ($p < 0.05$). This variation among families represents the large variance of the genotype-environment interactions as reported in bivalves [1], with a general but not absolute trend of a higher growth in the wild as compared to the lower growth in the hatchery.

Broad-sense heritability estimates for shell-length were intermediate to high (Table 1). Two heritability trends are patent upon the environment: hatchery replicates generally show a progressive increment of h^2 with time, i.e. initial $h^2 = 0.436$ – final $h^2 = 0.930$. However, outdoors cultures in suspension showed an h^2 decay with time, e.g. initial $h^2 = 0.749$ - final $h^2 = 0.615$). Current heritability estimates are higher than previous estimates in *Mytilus galloprovincialis* for this or related growth traits, i.e. 0.020 [2] – 0.640 [3]. Current results allow being optimistic on the success of future selective breeding programs aiming a faster growth of *Mytilus galloprovincialis* in suspension, using hatchery seed [4].

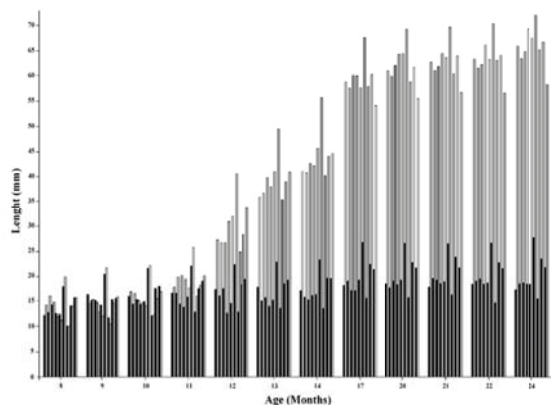


Fig. 1. Distinctive mussel's shell-length growth over 24 months in nine size-selected families. Black bars show the evolution of hatchery-grown families and grey bars indicate the evolution of outdoor-grown family replicates.

Table 1. Broad-sense heritability of shell-length and standard errors of estimated across 9 families, per month and per environment.

AGE (months)	LOCATION			
	Hatchery rearing		Suspension cultures	
	h^2fs	SE	h^2fs	SE
8	0.436	0.183	0.749	0.247
9	0.464	0.189	0.771	0.246
10	0.567	0.214	0.650	0.235
11	0.575	0.218	0.531	0.218
12	0.651	0.231	0.820	0.267
13	0.597	0.221	0.703	0.264
14	0.615	0.225	0.677	0.265
17	0.796	0.249	0.637	0.245
20	0.704	0.238	0.706	0.250
21	0.693	0.237	0.605	0.234
22	0.720	0.241	0.684	0.244
24	0.930	0.260	0.615	0.236

ACKNOWLEDGEMENTS

This study has been feasible thanks to a grant from “Agrupación Estratégica Oceanografía-ECIMAT, AEOE” from *Consellería de Educación e Ordenación Universitaria da Xunta de Galicia* (Galician Regional Government), co-funded from the European Regional Development Fund (ERDF). Authors want to thank Damián Costas, Pablo Álvarez, Adil Aghzar and Yassine Ouagajjou, for their experimental help and management expertise.

REFERENCES

- 1 - Mallet AL & Haley LE, 1983. Growth rate and survival in pure population matings and crosses of the oyster *Crassostrea virginica*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40:948-954.
- 2 - Brichette I, Reyero M & García C, 2001. A genetic analysis of intraspecific competition for growth in mussel cultures. *Aquaculture*. 192:155–169.
- 3 - Nguyen TTT, Hayes BJ & Ingram BA, 2014. Genetic parameters and response to selection in blue mussel (*Mytilus galloprovincialis*) using a SNP-based pedigree. *Aquaculture*. 420–421:295–301.
- 4 - Díaz-Puente B, Miñambres M, Rosón G, Aghzar A & Presa P, 2016. Genetic decoupling of spat origin from hatchery to harvest of *Mytilus galloprovincialis* cultured in suspension. *Aquaculture*. In press

Concomitant gene pools of *Mytilus galloprovincialis* in the Alboran Sea

Borja Díaz-Puente¹, Yassine Ouagajjou², Marta Miñambres¹, Alfonso Pita¹ & Pablo Presa¹

¹ Laboratory of Marine Genetic Resources. Faculty of Marine Sciences, University of Vigo, 36310 Vigo, Spain.

² Institut National de Recherche Halieutique (INRH), National Institute of Fisheries Research, 73000 Dakhla, Morocco.

ABSTRACT

Suspension cultures of the Mediterranean blue mussel *Mytilus galloprovincialis* is a long-lasting tradition in the Alboran Sea (SE Iberian Peninsula). We have applied a microsatellite set in order to disentangle the genetic contribution that commercial stocks imported to the Alboran Sea could have on the local population. All the three seed stocks collected from Alboran aquaculture facilities showed high gene diversity in all microsatellites ($H_e > 0.800$) but the genetic divergence was significant in all pairwise comparisons, especially the Italian stock. Those results indicate that either inadvertently or deliberately several mussel gene pools are being admixed at the Alboran Sea. Such admixture could bring about a desirable heterosis in mytiliculture but also environmental concerns and risks of genetic homogenization among naturally divergent gene pools of the Atlantic and the Mediterranean.

INTRODUCTION

Culture of *Mytilus galloprovincialis* is a long-lasting tradition in southern and central Europe. Noteworthy, blue mussel aquaculture has been recently enhanced in the Alboran Sea (SE Iberian Peninsula) and many issues arise regarding the genetic status of cultivated stocks or the convenience and risk of introducing exotic seed for commercial purposes. Previous population genetic studies have shown that a single Atlantic mussel stock extends up to the Almería-Oran Oceanographic Front that limits the Alboran Sea to the east [1]. Opposite, two mussel stocks have been so far detected in northern Morocco which are separated by Gibraltar Strait, the limit of Alboran Sea to the west (Fig. 1). The goal of this study was to characterize current seed batches used to enhance culture density in rafts and longlines in the Alboran Sea. No ecosystem or biological concerns are expected if all the introduced seed belong to the same gene pool, but admixture of naturally divergent gene pools represents a more problematic issue.

MATERIAL & METHODS

Biological samples consisted on 100 individuals of *M. galloprovincialis* from three identified origins after information afforded from aquaculturists of the Alboran Sea, i.e. a Mediterranean stock from Italy, an Atlantic stock from Galicia, and a local adult rocky sample from the Alboran Sea (Fig. 2). DNA was extracted and purified with the method FENOSALT [2]. Individuals were genotyped using a set of ten microsatellites which are currently used to differentiate populations of this species [1] and therefore could aid to characterize the gene pools entering the Alboran Sea. The genetic parameters calculated from the observed allele frequencies of each genetic marker were computed with FSTAT 3.9.5 [3]. In order to calculate the genetic variance between mussel stocks, the analysis of molecular variance (AMOVA) was performed as implemented in ARLEQUIN 2.0 [4]. A Principal

Components Analysis (PCoA) [5] and a Bayesian inference [6], were computed based on the genotype matrix and the allele frequencies, respectively.

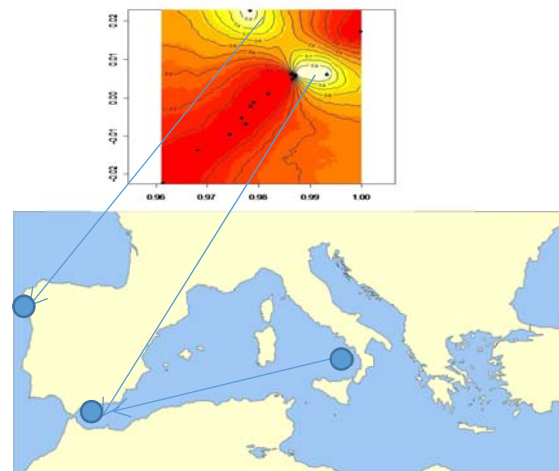


Fig. 1 Posterior probability of belonging to the Alboran mussel gene pool (above) and origin of the samples analyzed in this study (below).

RESULTS & DISCUSSION

All the three mussel stocks showed high microsatellite diversity ($H_e > 0.800$) as expected from this type of markers and the large population size of this species [7]. Allele Richness of the Italian stock ($R_S \pm SD = 17.78 \pm 3.05$) was significantly higher than the Alboran one ($R_S \pm SD = 15.87 \pm 5.97$) or the Galician one ($R_S \pm SD = 14.49 \pm 7.80$). Therefore the amount of Mediterranean alleles entering the Atlantic Alboran overwhelms those from the Atlantic. Also the genetic divergence was significant in all pairwise stock comparisons, i.e. Italia vs. Galicia ($F_{ST} = 0.048, p = 0.003$), Galicia vs. Alboran ($F_{ST} = 0.047, p = 0.003$) and Italia vs.

Alboran ($F_{ST} = 0.022$, $p = 0.007$), this latter divergence being half the other two estimates.

Current results indicate that several genetically heterogeneous mussel pools are being harvested in the Alboran Sea (Fig. 2). The admixture of those stocks is motivated by the low natural recruitment in the area and could collaterally bring about a desirable heterosis to the harvest. However environmental concerns and genetic homogenization risks must also be beard in mind by fishery managers and politicians. For instance, introduction of non-adaptive parasites into de Alboran or displacement of local stocks due to the invasive behavior of this species is a possibility.



Fig. 2. Known routes of mussel seed transfer for culturing in the Alboran Sea.

From the genetic perspective, the admixture of gene pools can lead to the homogenization of two gene pools which are naturally divergent, the Atlantic (comprising the whole Iberian coast up to Almería) and the Mediterranean. Admixture is not expected to be harmful for aquaculture stocks but since they are cultured in suspension, their genetic contribution can bring about significant changes in the natural population of the Alboran Sea. However, the direction of the change is unpredictable until it occurs, a risky expectation due to the high ecosystem price to pay in terms of biodiversity conservation in this area.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was supported by a MAEC-AECID Ph. D. grant to Yassine Ouagajjou, Programs II-A 2010-2011 (No. 0000502361), II-E 2011-2012 (No. 0000 585448) and II-E 2012-2013 (No. 0000590802).

REFERENCES

- 1 - Ouagajjou Y & Presa P, 2015. The connectivity of *Mytilus galloprovincialis* in northern Morocco: A gene flow crossroads between continents. *Estuar. Coast. Shelf. S.*, 152: 1-10.
- 2 - Pérez M & Presa P, 2011. FENOSALT: Un método sintético para la extracción de ADN de peces y moluscos. In: García-Estévez JM Olabarria C Pérez S Rolán-Álvarez E & Rosón G. (Eds.), *Métodos y Técnicas en Investigación Marina*: pp 81-89.
- 3- Goudet J, 1995. FSTAT (Version 1.2): A Computer Program to Calculate F-Statistics. *J. Hered.*, 86:485-486.
- 4- Schneider S, Roessli D & Excoffier L, 2000. "ARLEQUIN version 2.0." Software for Population Genetic Analysis. Genetics and Biometry Laboratory, University of Geneva, Switzerland.
- 5- Peakall R & Smouse PE, 2006. GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Mol. Ecol. Notes*, 6:288-295.
- 6 - Corander J, Marttinen P, Sirén J & Tang J, 2006. BAPS v.4.14: Bayesian Analysis of Population Structure. <http://www.rni.helsinki.fi/~jic/bapspage.html>
- 7- Diz AP & Presa P, 2008. Regional patterns of microsatellite variation in *Mytilus galloprovincialis* from the Iberian Peninsula. *Mar. Biol.*, 154:277-286.

Resultados preliminares sobre la evaluación y calibración de la radio-densidad obtenida mediante Tomografía Computarizada (TC) en un registro sedimentario marino obtenido en el Golfo de Cádiz (SO de la Península Ibérica)

Irene Pilar Díez¹, Anxo Mena^{1,2}, Miguel Ángel Nombela¹, Guillermo Francés¹, Marta Pérez-Arlucea¹, Francisco Javier Hernández-Molina³, David Casas², José Daniel Barreiro⁴
& Pablo Aguiar⁵

¹ Departamento de Xeociencias Mariñas e O. T., Facultade de CC. do Mar Universidade de Vigo.

² Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Ríos Rosas 23. 08003. Madrid.

³ Royal Holloway Univ. London. Egham, Surrey TW20 0EX. UK

⁴ Servizo de Diagnóstico por Imaxe, Hospital Veterinario Universitario Rof Codina, Estrada da Granxa s/n, C.P.: 27002, Lugo.

⁵ Fundación Ramón Domínguez, Complejo Hospitalario Universitario de Santiago de Compostela, Facultade de Medicina, Universidade de Santiago de Compostela, Spain

RESUMEN

La Tomografía Computarizada (CT-scan) es una herramienta novedosa en el análisis de sedimentos marinos no consolidados. El uso del CT-scan permite extraer gran cantidad de información relacionada con los parámetros físicos de los testigos de sedimento mediante el análisis imágenes de alta resolución y gran cantidad de datos numéricos que se pueden obtener usando esta técnica. Una de las principales características del CT-scan es su capacidad para realizar muestreos sin necesidad de abrir los testigos y sin perturbar el sedimento más allá de la propia obtención del registro. Con este trabajo preliminar se pretende comparar y evaluar la densidad obtenida a través de dos métodos de análisis indirecto (*Multi Sensor Core-Logger* y CT-scan), así como también caracterizar tomográficamente un registro sedimentario procedente del Golfo de Cádiz (SO de la Península Ibérica). La comparación de ambas metodologías revela el potencial del CT-scan para el análisis de densidades de testigos de sedimento oceánico por la alta resolución de datos que permite obtener, así como también ayudar a realizar un análisis sedimentario más completo con el uso de otras metodologías convencionales.

INTRODUCCIÓN

Los métodos de análisis indirecto son una herramienta básica en el análisis de registros sedimentarios marinos ya que permiten extraer, con gran precisión y resolución, las propiedades físico-químicas del sedimento sin alterar, o alterando lo menos posible, el sedimento. Dentro de este tipo de metodologías de análisis indirecto se incluiría la Tomografía Computarizada (CT-scan), permitiéndonos obtener datos continuos de los testigos de gran calidad y a una muy alta resolución, tanto en imágenes 2D como 3D, sin la necesidad de abrir ni perturbarla muestra más allá de la propia perturbación que se produce durante la obtención del testigo. El uso del CT-scan presenta una ventaja importante en el ahorro de costes, tiempo y personal, como estudio previo de los registros oceánicos, ya que nos permite tener una idea muy detallada del testigo, incluso, antes de su apertura [1].

El uso de la Tomografía Computarizada en registros sedimentarios marinos y sedimento no consolidado, así como el análisis numérico de los datos obtenidos es relativamente reciente y novedoso [1]. El objetivo de este trabajo es la evaluación de la densidad obtenida a través de diferentes metodologías de análisis indirecto para un solo

testigo de sedimento obtenido en el Golfo de Cádiz (SO de la Península Ibérica).

MATERIAL Y MÉTODOS

Para llevar a cabo este trabajo se ha estudiado un testigo de gravedad extraído durante la campaña MOWER a bordo del B/O “Sarmiento de Gamboa” en 2014. El testigo MW14-GC-100 localizado en 36°31N; 6°55W a 451 metros de profundidad tiene una longitud de 105 cm (Fig. 1).

La tomografía del testigo fue realizada en el Hospital Veterinario Universitario Rof Codina de Lugo, perteneciente a la Universidade de Santiago de Compostela utilizando el protocolo de análisis publicado en [1], protocolo que también se usó para la obtención del perfil de radio-densidad (en unidades Hounsfield; HU) a través del programa específico (anidoC; [1]). El diámetro de Volumen de Interés (VOI) utilizado para la obtención del perfil de radio-densidad para este trabajo preliminar fue de 8 cm, evitando así el efecto del contacto del sedimento con las paredes del tubo de PVC que tiene 9 cm de diámetro.

Los análisis a través del *Geotek Multi Sensor Core-Logger* (MSCL) se realizaron con el equipo perteneciente a la UTM del CSIC. La resolución para las medidas de densidad a través de la calibración de la atenuación de la radiación gamma al atravesar el testigo, fue de 0.5 cm.

Tanto las medidas obtenidas en el CT-scan, como las del MSCL, así como las calibraciones de la densidad para este último, se realizaron durante la misma semana, y a una temperatura constante del sedimento de 21 °C, evitando así cualquier error en la medida de la densidad debido a variaciones de la temperatura.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El testigo MW14-GC-100 está compuesto por una sucesión de fangos homogéneos, alternando con láminas arenosas entre las que destacan tres intervalos de arena fina bien seleccionada; en el techo del testigo, de unos 3 cm de espesor. Las tres láminas de mayor grosor se localizan entre los 30 y 35 cm a techo del testigo y en torno a 95 cm, de 4 cm de espesor. La relativa homogeneidad sedimentaria del testigo, ha facilitado la evaluación y comparación de los datos de densidad obtenida.

La homogeneidad sedimentaria descrita también queda reflejada tanto en la fotografía como en la imagen tomográfica del testigo (Fig. 1). Aun así, y dentro de esta homogeneidad, se pueden apreciar variaciones sutiles en la densidad en de los mismos intervalos sedimentarios y la presencia de partículas o elementos de alta radio-densidad dentro de la matriz fangosa del testigo. Estas partículas de mayor radio-densidad han sido mayoritariamente identificados en el muestreo posterior del testigo con bioclastos. Mientras que la radio-densidad media del testigo se encuentra entre 1100 y 1300 HU, estos bioclastos de alta densidad tienen valores superiores a ese rango. De igual manera ocurre con las partes arenosas del testigo, que presentan una radio-densidad mayor que las zonas fangosas tal como se puede apreciar tanto en los perfiles como en la imagen tomográfica (Fig. 1). El mínimo absoluto de densidad en el intervalo arenoso central del testigo, se debe a la presencia de agua y aire debido al escape de fluidos desde la propia arena.

La alta similitud del perfil de radio-densidad obtenido mediante el uso del CT-scan al compararlo con el perfil de densidad obtenido mediante el MSCL, una técnica consolidada en el análisis de densidad de testigos oceánicos, permite corroborar el uso del CT-scan como metodología de análisis de densidades para testigos de sedimento, a falta de una calibración que permita traducir los datos de radio-densidad en unidades del Sistema Internacional. Este punto se plantea como un paso futuro en el desarrollo del trabajo de evaluación de la radio-densidad para el resto de testigos de sedimento obtenidos durante la campaña MOWER en el Golfo de Cádiz.

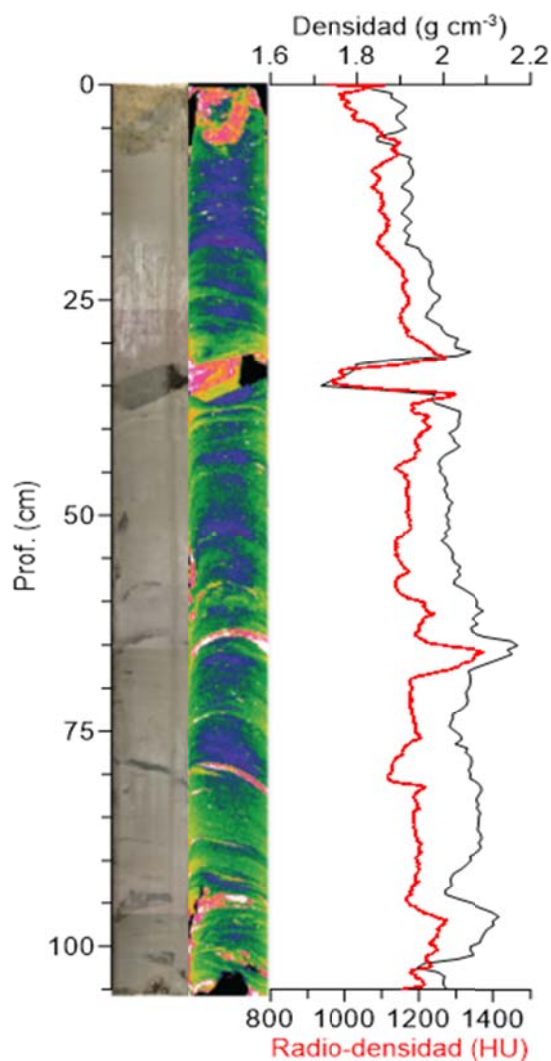


Fig. 1. Fotografía del testigo MW14-GC-100 junto con la imagen tomográfica obtenida en 2D para una sección central del testigo (Los colores más oscuros representan densidades menores y los más claros densidades mayores). Comparación de las densidades obtenidas mediante MSCL y CT-scan para un VOI de 8 cm de diámetro.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a los proyectos MOWER (CTM2012-39599-C03) y BOCATS (CTM2013-41048P).

REFERENCIAS

1 - Mena A, Francés G, Pérez-Arlucea M, Aguiar P, Barreiro-Vázquez JD, Iglesias A & Barreiro-Lois, 2015. A novel sedimentological method based on CT-scanning: Use for tomographic characterization of the Galicia Interior Basin. *Sed. Geology* 321:123-138.

Limitaciones a la reconstrucción de la paleoproductividad empleando foraminíferos bentónicos: análisis de un registro abisal en el Atlántico Sur

Paula Diz

Departamento de Xeociencias Mariñas e Ordenación do Territorio, Facultade de Ciencias do Mar, Universidade de Vigo, Campus Lagoas-Marcosende, 36310 Vigo, España

RESUMEN

La estimación del aporte de material orgánico que llega al fondo es de interés en estudios paleoceanográficos. La abundancia de foraminíferos bentónicos y la composición de sus asociaciones se emplean en la reconstrucción de los patrones de productividad en el pasado, aportando información sobre la cantidad, calidad y estacionalidad del carbono orgánico que llega al fondo. Sin embargo, el empleo de estos indicadores no está exento de complicaciones ni puede aplicarse a todos los ambientes. En este trabajo se consideran algunas de las posibles limitaciones tomando como ejemplo el análisis faunístico de un testigo (TN057-21) localizado en una zona abisal en el Atlántico Sur que registra el intervalo temporal de 25 a 95 ka. Las asociaciones de foraminíferos indican en general un ambiente limitado por el alimento que recibe aportes episódicos de materia orgánica lábil. Estas condiciones determinan que la asociación de foraminíferos esté dominada por especies oportunistas (como *Epistominella exigua*) que responden rápidamente al aporte de fitodetritus produciendo un gran número de individuos. El resto de las especies muestran solo pequeñas variaciones en la abundancia absoluta y relativa debido a su carácter menos oportunista y posiblemente a preferencias ecológicas diferentes. En estas circunstancias la abundancia de foraminíferos bentónicos no debe emplearse como indicadora del aporte de materia orgánica al fondo, ya que la acumulación de individuos no responde a este factor, sino más bien, a la intensidad de las eclosiones fitoplanctónicas.

INTRODUCCIÓN

Los foraminíferos bentónicos son un grupo muy abundante y diverso de organismos marinos que habitan desde las zonas marinas marginales hasta las abisales. Los restos fósiles de estos organismos se han empleado en la reconstrucción de ambientes pasados. En el caso de los ambientes marinos profundos (>2000 m de profundidad), se considera que los parámetros que, en general, influyen en su distribución son 1) el aporte de carbono orgánico; 2) la oxigenación del agua de fondo y de los poros; 3) la hidrodinámica de las aguas de fondo y 4) saturación de los carbonatos (ver revisión en [1]). El uso de los foraminíferos bentónicos para la estimación del aporte de carbono orgánico ha recibido un especial interés en estudios paleoceanográficos por la implicación de la bomba biológica en los cambios climáticos. La tasa de acumulación de foraminíferos y la composición de las asociaciones son dos de los indicadores comúnmente empleados para inferir cambios en el aporte de material orgánico al fondo en ambientes marinos profundos bien oxigenados. Sin embargo, la aplicación de estos indicadores puede verse comprometida en determinados ambientes. En este trabajo se revisarán esas posibles limitaciones evaluando la información proporcionada por los foraminíferos bentónicos (abundancia y asociaciones) en un testigo abisal localizado en el Atlántico Sur.

MATERIAL Y MÉTODOS

El testigo objeto de estudio es el TNO57-21, que se localiza en Cape Basin (41.1°S, 7.8°E), a 4981 m de

profundidad y actualmente bañado por la Antarctic Bottom Water (AABW). En superficie se sitúa en las proximidades de la convergencia subtropical, en una zona afectada por procesos de mesoescala, lo que da lugar a eventos de mayor productividad primaria [2].

Se analizaron un total de 480 muestras que registran el intervalo temporal entre ~25 y 95 ka [3]. Los foraminíferos bentónicos se analizaron en la fracción de sedimento >125 µm. Además de la contribución relativa de las especies más características, se calculó la tasa de acumulación de foraminíferos bentónicos (Benthic Foraminiferal Accumulation Rates, BFAR), tal y como aparece descrita en [3]. La BFAR ha sido empleada por diversos autores como un indicador semi-cuantitativo de la cantidad de alimento que llega al fondo [4].

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el testigo TN057-21, la BFAR presenta importantes variaciones a escala milenaria, con picos coincidiendo temporalmente con los cambios climáticos abruptos ocurridos en el Atlántico Norte (y su correspondiente respuesta de antifase en el Atlántico Sur [5]). Los valores más elevados de la BFAR se registran entre el MIS 3 y el MIS 5 y son entre cinco y ocho veces mayores a los registrados durante el Holoceno. Considerando las premisas de la BFAR como un indicador de paleoproductividad [4], tales incrementos implicarían flujos de carbono orgánico al fondo varias veces mayores a

los observados en la actualidad. Sin embargo, las asociaciones no muestran cambios tan importantes como los sugeridos por las tasas de acumulación de foraminíferos. Por el contrario, los picos de BFAR están causados por incrementos en el número de individuos de la especie *Epistominella exigua*. El resto de especies (*Oridorsalis umbonatus*, *Pullenia osloensis*, *Fontbotia wuellerstorfi*, *Globocassidulina subglobosa*, *Pyrgo murrinha*, *Melonis* spp. y *Siphotextularia roshauseni*) muestran pocos cambios tanto en la abundancia absoluta como relativa (Fig. 1). Notablemente, estas especies se consideran indicadoras de aportes de materia orgánica al fondo de bajas a intermedias (ver discusión detallada en [6]).

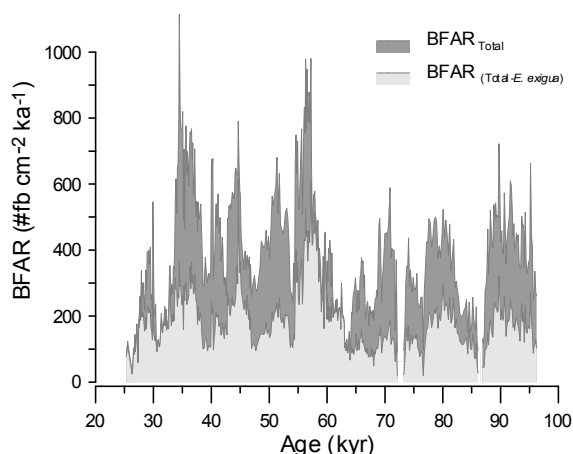


Fig. 1. BFAR (Benthic Foraminifera Accumulation Rate, número de foraminíferos $\text{cm}^{-2} \cdot \text{ka}^{-1}$) en el testigo TN057-21. El área sombreada en gris oscuro representa la BFAR de toda la asociación (total) y el área sombreada en gris claro la BFAR de la asociación total menos la contribución de *Epistominella exigua* (especie ligada al aporte de fitodetrítus [7]). La diferencia entre ambas áreas es la BFAR de *Epistominella exigua*, que es responsable de la mayor parte de las variaciones en la BFAR [6].

Epistominella exigua es una especie oportunista que se asocia al aporte de fitodetrítus al fondo [7]. Así, en presencia de grandes flujos de materia orgánica lábil al fondo, esta especie se reproduce rápidamente y produce un gran número de individuos. De esta forma, el número de individuos (y BFAR) no se relacionaría de una forma predecible con la paleoproduktividad y, en consecuencia, este parámetro no se debería usar como indicador del aporte de carbono orgánico.

El aporte de materia orgánica lábil en la forma de fitodetrítus no causa una respuesta sustancial del resto de especies que contribuyen a la asociación. Esto se puede explicar por un carácter menos oportunista así como por la preferencia por materia orgánica de diferente naturaleza por el resto de las especies.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto NERC NE/J008133/1. Paula Diz estuvo contratada en los Programas “Investigadores Isidro Parga Pondal” y “Retención de Talento 2015, UVIGO”.

REFERENCIAS

- 1 - Jorissen, FJ, Fontanier C & Thomas E, 2007. Paleocyanographical Proxies Based on Deep-Sea Benthic Foraminiferal Assemblage Characteristics, in *Developments in marine geology* 1. Elsevier. p. 263-325.
- 2 - Baker-Yeboah S, Byrne DA, & Watts DR, 2010. Observations of mesoscale eddies in the South Atlantic Cape Basin: Baroclinic and deep barotropic eddy variability. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2010. 115(C12): p. C12069.
- 3 - Barker S & Diz P, 2014. Timing of the descent into the last Ice Age determined by the bipolar seesaw. *Paleoceanography*: 2014PA002623, 29(6): 489-507.
- 4 - Herguera JC & Berger WH, 1991. Paleoproductivity from benthic foraminifera abundance: Glacial to postglacial change in the west-equatorial Pacific. *Geology* 19: 1173-1176.
- 5 - Diz P & Barker S, 2015. Linkages between rapid climate variability and deep-sea benthic foraminifera in the deep Subantarctic South Atlantic during the last 95 kyr. *Paleoceanography*, 30(6): 601-611.
- 6 - Diz P & Barker S, 2016. Approaches and constraints to the reconstruction of palaeoproductivity from Cape Basin abyssal benthic foraminifera (South Atlantic). *Journal of Micropaleontology*, en prensa.
- 7 - Gooday AJ, 1993. Deep-sea benthic foraminiferal species which exploit phytodetrítus: Characteristic features and controls on distribution. *Marine Micropaleontology*, 22: 187-205.

Resultados preliminares de la respuesta de *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, 1870 ante la construcción de una gran infraestructura portuaria: el caso del puerto de Granadilla.

José María Espinosa^{1,2,3}, Marta González², Ninoska Adern²
Víctor Barrios², Javier Díaz² & Antonio Machado²

¹ Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología (Unidad Departamental de Ciencias Marinas), Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, Tenerife, España.

² Unidad Técnica, Fundación Pública Observatorio Ambiental Granadilla, S/C de Tenerife, Tenerife, España.

³ Departamento de Didácticas Especiales, Facultad de Ciencias de la Educación, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Gran Canaria, España.

RESUMEN

En el presente trabajo se lleva a cabo un estudio detallado de 9 estaciones de seba (*Cymodocea nodosa*): 5 de ellas dentro de la ZEC Sebadales del sur de Tenerife (ES7020116) y 4 fuera; durante 6 años (2011-2016) en dos campañas anuales: campaña invernal (marzo-abril) y estival (septiembre-octubre); comparándose los resultados obtenidos entre las distintas estaciones en relación a distintos parámetros ambientales y a la cercanía/lejanía de la nueva gran infraestructura en construcción.

INTRODUCCIÓN

Los sebadales son comunidades biológicas formadas por extensiones de praderas submarinas de la fanerógama marina *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, 1870 sobre sustratos arenosos de aguas someras, dentro de la zona infralitoral. Son de vital importancia al estabilizar el sustrato, debido a su gran sistema radicular, que constituye la mayor parte de la biomasa en bruto. Además sirve de alimento y cobijo a multitud de organismos ya que es la base de un ecosistema único, altamente diverso, con una gran riqueza de peces y uno de los lugares más importantes para el reclutamiento de larvas. En el presente trabajo se expone la metodología de muestreo llevada a cabo por la Fundación Pública Observatorio Ambiental Granadilla para el seguimiento ambiental de los sebadales de esta zona de la costa del sur de Tenerife.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se estudiaron 9 estaciones: 5 de ellas dentro de la ZEC Sebadales del sur de Tenerife (ES7020116) y 4 fuera durante 6 años (2011-2016) en dos campañas anuales: campaña invernal y estiva (Fig. 1).

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la financiación concedida a la ULL por la Consejería de Economía, Industria, Comercio y Conocimiento, cofinanciada en un 85% por el Fondo Social Europeo.

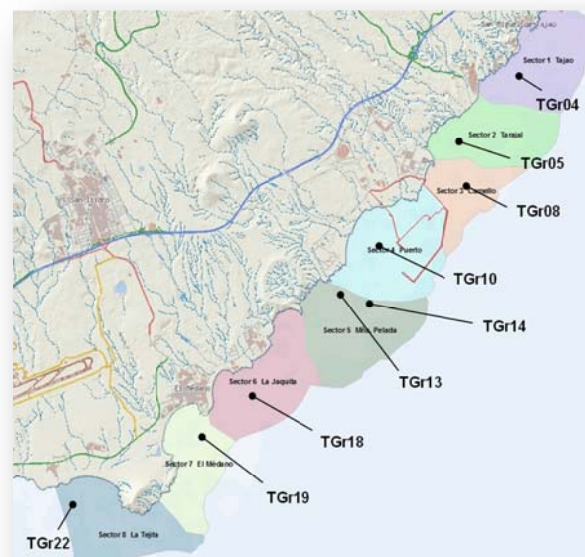


Fig. 1. Mapa de estaciones de seguimiento del sebadal.

Variabilidad temporal de Sapphirinidae Thorell, 1859 (Copepoda Cyclopoida) de la Región Canaria

José María Espinosa^{1,2,3}, Fernando Lozano-Soldevilla¹, José María Landeira¹, Marta González² & Ninoska Adern²

¹ Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología (Unidad Departamental de Ciencias Marinas), Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, Tenerife, España.

² Unidad Técnica, Fundación Pública Observatorio Ambiental Granadilla, S/C de Tenerife, Tenerife, España.

³ Departamento de Didácticas Especiales, Facultad de Ciencias de la Educación, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Gran Canaria, España.

RESUMEN

En el presente trabajo se lleva a cabo un estudio detallado de los patrones temporales que caracterizan el ciclo anual de la familia Sapphirinidae en una estación situada al noreste de la isla de Gran Canaria en dos años consecutivos (2005 y 2006).

INTRODUCCIÓN

Con respecto a la familia Sapphirinidae sólo se tienen datos de su distribución temporal en un ciclo anual llevado a cabo por Corral [1] en una estación oceanográfica fija del Instituto Español de Oceanografía en la Bahía de Santa Cruz de Tenerife, con resultados de una escasa representación específica y escasos valores de abundancia; por Fernández-Bigler [2] en aguas de Los Cristianos (Tenerife); por Fernández de Puellas [3] en la bahía de Santa Cruz de Tenerife, por Lozano-Soldevilla [4] y Lozano-Soldevilla [5] en aguas del Mar de las Calmas (El Hierro) y aguas de El Médano (sur de Tenerife) respectivamente. En el presente trabajo se lleva a cabo un estudio detallado de los patrones temporales que caracterizan el ciclo anual de esta familia de copépodos en la isla de Gran Canaria.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se muestreó semanalmente durante un periodo de dos años (enero de 2005 a diciembre de 2006) en una estación situada el NE de la isla de Gran Canaria (28° 7'2,87''N 15°22'10,33''W), en una zona caracterizada por su gran capacidad de retención tanto de larvas de peces (Moyano [6]), como de crustáceos decápodos (Landeira [7]). Los muestreos fueron diurnos y se llevaron a cabo semanalmente, a bordo del BI Solana II. El muestreo de zooplancton se llevó a cabo mediante arrastres oblicuos, desde 90 m de profundidad hasta la superficie, con una red Bongo de 40 cm de diámetro de boca y 200 µm de luz de malla, equipada con un flujómetro "General Oceanics" para estimar el volumen de agua filtrado. Una de las muestras obtenidas se fijó inmediatamente en formalina al 4% tamponada para llevar a cabo los recuentos y las determinaciones taxonómicas. Una vez en el laboratorio, se triaron todas las muestras sin llevar a cabo fraccionamiento

alguno, extrayéndose todos los copépodos de la familia objeto de estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se capturaron 8.569 individuos (5.198 del género *Sapphirina* Thompson J., 1829 y 3.371 del género *Copilia* Dana, 1849). Del género *Sapphirina*, las dos especies más abundantes han sido *S. metallina* Dana, 1849 y *S. gemma* Dana, 1852 y del género *Copilia*: *C. quadrata* Dana, 1849 y *C. mirabilis* Dana, 1852. En términos de composición relativa las especies más abundantes fueron: *C. mirabilis* (14,34%), *C. quadrata* (14,03%), *S. metallina* (12,52%), *S. gemma* (12,28%), *S. ovato lanceolata* Dana, 1849 (10,25%) y *C. mediterranea* (Claus, 1863) (10,13%). Las especies *S. gastrica* Giesbrecht, 1891 (0,92%), *S. maculosa* Giesbrecht, 1893 (0,97%), *S. angusta* Dana, 1849 (2,84%), *S. auronitens* Claus, 1863 (2,87%), *S. intestinata* Giesbrecht, 1891 (1,71%), *S. scarlata* Giesbrecht, 1891 (1,08%) y *C. lata* Giesbrecht, 1891 (1,65%) no presentaron abundancias superiores al 3%. La distribución temporal de la abundancia total de individuos de la familia objeto de estudio (Fig. 1) muestra un máximo en septiembre, casi de manera idéntica para ambos años, que coincide con el incremento periódico de la temperatura superficial del mar.

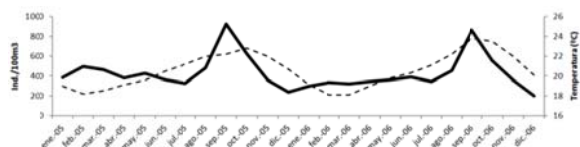


Fig. 1. Evolución temporal de la abundancia total de individuos de la familia Sapphirinidae en los años 2005 y 2006.

La representación gráfica de la abundancia de las especies encontradas, deja patente la existencia de dos grandes grupos: un primer grupo constituido por las especies *S. metallina*, *S. ovatolanceolata*, *S. gemma*, *S. opalina* Dana, 1849, *S. nigromaculata* Claus, 1863, *C. mediterranea*, *C. quadrata* y *C. mirabilis*, en las que su abundancia sigue el patrón de la temperatura y un segundo grupo constituido por el resto de especies: *S. gastrica*, *S. maculosa*, *S. angusta*, *S. auronitens*, *S. intestinata*, *S. scarlata* y *C. lata* en el que parece haber una total independencia entre la temperatura y la abundancia, siendo ésta casi constante a lo largo del periodo estudiado. El análisis SIMPROF realizado al dendograma, a un nivel de similaridad del 95%, clasificó a los meses en tres grupos principales: un primer grupo constituido por los meses de febrero y marzo; otro que engloba a los meses de junio, noviembre y diciembre; y el último que contaría con los meses de enero, abril, mayo, agosto y octubre. Los meses de julio y septiembre quedan sin agrupar a este porcentaje de similaridad. Para comprobar si las diferencias entre los grupos encontrados eran significativas se realizó una análisis de similaridad (ANOSIM). Este análisis mostró que la composición y abundancia de especies eran significativamente diferentes para los tres grupos de estaciones (Global R = 0,829; $p = 0,01$), siendo los R obtenidos para cada par de grupos de: R = 0,891 para los grupos A y C; R = 0,703 para los grupos A y B y R = 1 para los grupos B y C. El análisis del porcentaje de similaridad (SIMPER) reflejó que estas diferencias estaban generadas principalmente por las especies *C. lata*, *S. scarlata* y *S. gastrica* con un 15,30%, 12,89% y 11,17 % de disimilaridad respectivamente. Los dos ciclos anuales transcurrieron con las típicas condiciones oceanográficas y ambientales del área de estudio. Es por ello que los resultados obtenidos pueden considerarse como los patrones típicos del Archipiélago Canario. Corral [1] considerando la distribución estacional de las 109 especies que captura en los arrastres horizontales que lleva a cabo desde octubre de 1968 a septiembre de 1969 en una estación situada sobre la isóbata de los 500 m, frente a Punta de los Órganos (Tenerife), establece 4 grupos diferentes: “especies fijas o perennes”: formado por las especies que en un muestreo con red adecuada en las aguas canarias, deben aparecer en cualquier época del año; “especies estacionales”: que incluye a las especies que aparecen sólo en una determinada época del año (incluye en este grupo a *S. metallina*); “irregulares”: formado por aquellas especies irregularmente distribuidas en el año, que no parecen mostrar ninguna norma de presencia o ausencia (incluye en este grupo a *S. intestinata*, *S. opalina*, *C. quadrata* y *C. vitrea* (Häeckel, 1864)) y “ocasionales”: formado por aquellas especies que aparecen en una o muy pocas ocasiones, casi siempre un solo ejemplar (incluye en este grupo a *S. nigromaculata*, *S. auronitens*, *S. gastrica* y *S. ovatolanceolata*). *S. metallina* está presente durante todo el año, con una abundancia media de $54,64 \pm 30,42$ individuos/100m³, con incrementos importantes en los meses de septiembre-octubre, y dos menos importantes en los meses de febrero-marzo y junio. Corral [1] clasifica, sin embargo a esta especie como “estacional”, con aparición de adultos de octubre a febrero y jóvenes de abril a junio. Otras especies que en el presente estudio contradicen lo obtenido por Corral [1] son *S. opalina*, *S. nigromaculata* y *C. quadrata*, al encontrarse presentes durante todo el año con una abundancia media de $24,00 \pm 19,45$ ind./100 m³ ;

$38,93 \pm 20,31$ ind./100 m³ y $61,25 \pm 29,15$ ind./100 m³, respectivamente. *S. ovatolanceolata* y *S. gemma* presentan un patrón de distribución anual parecido, y sin embargo no son capturadas por Corral [1]. Los análisis estadísticos pusieron de manifiesto que el ciclo anual de la familia Sapphirinidae estaba caracterizado por dos épocas al año. Un periodo frío, con un máximo de abundancia en los meses de febrero y marzo y que coincide con el BFI y otro cálido, mucho más importante en abundancia, en los meses de septiembre y octubre.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la financiación concedida a la ULL por la Consejería de Economía, Industria, Comercio y Conocimiento, cofinanciada en un 85% por el Fondo Social Europeo.

REFERENCIAS

- 1 – Corral, J., 1970. *Contribución al conocimiento del plancton de Canarias. Estudio cuantitativo, sistemático y observaciones de los copépodos epipelágicos en la zona de Santa Cruz de Tenerife en el curso de un ciclo anual*. Tesis Doctoral. Publicaciones de la Facultad de Ciencias. Madrid. 343 pp.
- 2 – Fernández-Bigler, A. 1975. *Contribución al estudio de las comunidades de copépodos planctónicos de invierno del SW de Tenerife*. Anales de la Facultad de Ciencias de la Universidad de La Laguna. 66 pp.
- 3 – Fernández de Puelles, M^a. L., 1977. *Un estudio a corto plazo de la comunidad de copépodos pelágicos del sur de El Hierro (Islas Canarias)*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología. Universidad de Madrid. 77 pp.
- 4 – Lozano-Soldevilla, F., 1991. Nota sobre la familia Sapphirinidae (Copepoda, Cyclopoida) en aguas de la isla de El Hierro. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, (7): 171-178.
- 5 – Lozano-Soldevilla, F., Rodríguez, J. M^a. y Lozano, G. 1996. Copepoda Sapphirinidae del sur de Tenerife (Campaña IEO Canarias 9310). *Real Sociedad Española de Historia Natural (Tomo Extraordinario, 125 Aniversario)*, 170-171.
- 6 – Moyano, M. Rodríguez, J. M^a. & Hernández-León, S., 2009. Larval fish abundance and distribution during the late Winter bloom of Gran Canaria Island, Canary Islands. *Fisheries Oceanography*, 18: 51-61.
- 7 – Landeira, J. M^a. Lozano-Soldevilla, F. & Hernández-León, S., 2012. Temporal and alongshore distribution of decapods larvae in the oceanic island of Gran Canaria (NW Africa). *Journal of Plankton Research*, 35(2): 309-322.

Influencia de los factores ambientales en la variabilidad temporal de Sapphirinidae Thorell, 1859 (Copepoda Cyclopoida) de la Región Canaria

José María Espinosa^{1,2,3}, Fernando Lozano-Soldevilla¹, José María Landeira¹, Marta González² & Ninoska Adern²

¹ Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología (Unidad Departamental de Ciencias Marinas), Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, Tenerife, España.

² Unidad Técnica, Fundación Pública Observatorio Ambiental Granadilla, S/C de Tenerife, Tenerife, España.

³ Departamento de Didácticas Especiales, Facultad de Ciencias de la Educación, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Gran Canaria, España.

RESUMEN

Se estudia la variabilidad cualitativa y cuantitativa de la familia Sapphirinidae a lo largo del tiempo y su influencia con factores ambientales. Para ello se lleva a cabo el estudio de las distintas especies en tres estaciones alrededor de la isla de Gran Canaria, expuestas a distintos patrones e intensidades de vientos y corrientes. Se muestreó durante un periodo de siete meses (enero-julio de 2005).

INTRODUCCIÓN

Las aguas que bañan las Islas Canarias son típicamente oligotróficas. Hernández-León [1] estudia la variación de la biomasa mesozooplancónica durante un ciclo anual comprendido entre abril de 1984 y 1985. Si bien Braun [2] y Fernández de Puelles [3] señalan valores de producción primaria ligeramente superiores a los que cabría esperar en un área típicamente oceánica, es el estudio de Hernández-León [1] uno de los primeros trabajos en observar la posible influencia de la plataforma de la isla de Gran Canaria en los valores de biomasa del zooplancton. La distribución y desarrollo de las poblaciones de zooplancton depende principalmente de factores físicos; las condiciones ambientales afectan al zooplancton directa (temperatura, salinidad, fenómenos a mesoescala, iluminación) e indirectamente, al afectar a la abundancia y distribución de sus fuentes de alimento, el fitoplancton.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se muestrearon tres estaciones situadas al este y sureste de la isla de Gran Canaria, separadas entre sí por una distancia aproximada de veinte millas náuticas y sobre la isobata de los cien metros de profundidad (Fig. 1). Las tres estaciones presentan distintas características ambientales: la estación 1 (28°7'2,87''N 15°22'10,33''W) se encuentra en una zona de estancamiento y retención debido a la divergencia de la Corriente de Canarias al chocar con la isla de Gran Canaria; la estación 3 (28°47'34,51''N 15°22'49,97''W) está localizada en una zona de cizallamiento expuesta al viento y de fuertes corrientes; y por último la estación 5 (27°41'3,73''N 15°34'36,55''W) está situada en una zona de alta retención, a sotavento de la isla donde se produce una estela. Los muestreos fueron diurnos y se llevaron a cabo semanalmente, a bordo del BI Solana II, desde enero a julio de 2005. Las condiciones hidrográficas (temperatura, salinidad y fluorescencia) se muestrearon en

cada estación a través de perfiles verticales con un CTD SBE25 "Sea-Bird Electronics".

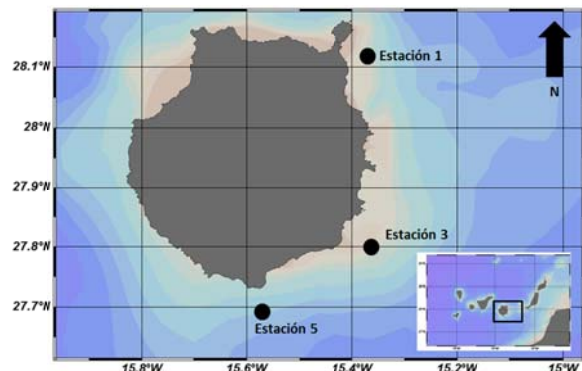


Fig. 1. Mapa de la isla de Gran Canaria donde se señalan las tres estaciones de muestreo.

El muestreo de zooplancton se llevó a cabo mediante arrastres oblicuos, desde 90 m de profundidad hasta la superficie, con una red Bongo de 40 cm de diámetro de boca y 200 μ m de luz de malla equipada con flujómetros "General Oceanics" para estimar el volumen filtrado. Una de las muestras obtenidas se fijó inmediatamente en formalina al 4% tamponada para llevar a cabo los recuentos y las determinaciones taxonómicas. Una vez en el laboratorio, se triaron todas las muestras sin llevar a cabo fraccionamiento alguno, extrayéndose todos los copépodos de la familia objeto de estudio. Se identificaron al nivel de especie todos los ejemplares adultos, pero con los estados juveniles, se identificó al nivel taxonómico más bajo posible. Todos fueron medidos y agrupados en los dos géneros de esta familia, por machos, hembras y juveniles.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La estación 5 presentó las mayores variaciones de estos dos parámetros. Con respecto a la clorofila *a* (medida como fluorescencia), se alcanzaron los valores máximos en marzo-abril, seguido de otro pequeño pico fitoplanctónico en abril-mayo. En referencia al viento, las estaciones 1 y 5, mostraron valores medios bajos ($3,34 \pm 1,29$ m/s y $3,68 \pm 1,42$ m/s, respectivamente), mientras que la estación 3 tuvo los valores más altos ($6,83 \pm 2,43$ m/s). Se capturaron 5.339 copépodos de la familia Sapphirinidae, 3.272 ejemplares del género *Sapphirina* Thompson J., 1829 y 2.068 del género *Copilia* Dana, 1849. La estación número 1, localizada en el norte y expuesta a viento y a la corriente, mostró valores altos de abundancia ($446,70 \pm 24,00$ individuos/100 m³), pero menores que la estación 5, situada en la zona resguardada de sotavento de la isla, donde los valores son altísimos ($1.101,02 \pm 50,89$ individuos/100 m³). Los valores medios más bajos ($81,05 \pm 4,46$ ind./100 m³) se dieron en la estación 3, más expuesta a los vientos. La distribución temporal de la mayoría de las especies presenta dos picos de abundancia, uno más pronunciado a mediados de marzo y otro menos manifiesto en mayo. Este patrón temporal es evidente en las estaciones 1 y 5; no así en la estación 3, cuya abundancia fue mínima. Con respecto a las abundancias temporales: un primer grupo, constituido por las especies *S. metallina* Dana, 1849, *S. ovatolanceolata* Dana, 1849, *S. gemma* Dana, 1852, *S. gastrica* Giesbrecht, 1891, *S. nigromaculata* Claus, 1863 y *C. mirabilis* Dana, 1852 presentan un patrón temporal similar, con una mayor abundancia en marzo y mayo para las estaciones 1 y 5. La estación 5, en todos los casos aporta los mayores datos de abundancia. Un segundo grupo, constituido por las especies *S. maculosa* Giesbrecht, 1893, *S. opalina* Dana, 1849, *S. intestinata* Giesbrecht, 1891 y *C. quadrata* Dana, 1849 presentan otro patrón temporal, con un solo pico de máxima abundancia en marzo para las estaciones 1 y 5; y aparentemente en algunos casos para la estación 3. Un último grupo, constituido por las especies *S. angusta* Dana, 1849, *C. mediterranea* (Claus, 1863) y *C. lata* Giesbrecht, 1891 no parecen tener un patrón definido, si bien todas presentan, en mayor o menor medida, el pico de abundancia del mes de marzo, íntimamente relacionado con el "Bloom" de finales de invierno del fitoplancton y del zooplancton, sustento alimentario del grupo estudiado. El gráfico MDS basado en la abundancia de individuos, muestra diferencias significativas, pudiéndose observar la formación de dos grupos claros, el de la estación 3, frente a otro subconjunto formado por la estación 1 y 5 juntas. El análisis de similaridad de una vía (ANOSIM) resultó con un Global *R* de 0,78 y *p* < 0,01. Los t-test entre los tres posibles pares de estaciones reflejaron diferencias sólo entre el par 1-3 y 3-5. Al realizar el análisis de similaridad de una vía (ANOSIM) pero con las variables ambientales, se obtuvo un Global *R* de 0,69 y *p* < 0,01. Igual que en el apartado anterior, los t-test entre los tres posibles pares de estaciones reflejaron diferencias sólo entre el par 1-3 y 3-5. El análisis de componentes principales (PCA) (Fig. 2), permitió resumir la variabilidad ambiental a dos ejes que explicaban el 75,2% de la variabilidad acumulada (PC1: 44,8% y PC2: 30,4%). El análisis del porcentaje de similaridad SIMPER, apoya los resultados del PCA. Entre las estaciones 1 y 3, la variable que mejor tipificó estas diferencias es el viento

(36,09%), seguida por la temperatura (23,52%). Entre las estaciones 3 y 5, la variable más importante vuelve a ser el viento (32,97%), pero la segunda en importancia es la salinidad (23,74%), aunque seguida muy de cerca por la temperatura (23,04%). Respecto al número de especies, no hay diferencias significativas entre las distintas especies, estando distribuidas alrededor de la isla de Gran Canaria de manera homogénea. Con respecto a la abundancia general, las estaciones 1 y 5 presentaron mayores densidades que las mostradas por la estación 3 a lo largo de todo el periodo de estudio. Los valores de la estación 5, a sotavento y en la estela cálida, fueron muy superiores al resto de estaciones. La variable ambiental viento fue la que más influencia tuvo en la diferenciación de las estaciones. La salinidad fue el valor ambiental que menos influencia tuvo, lógico si vemos los valores, muy constantes en el periodo de estudio.

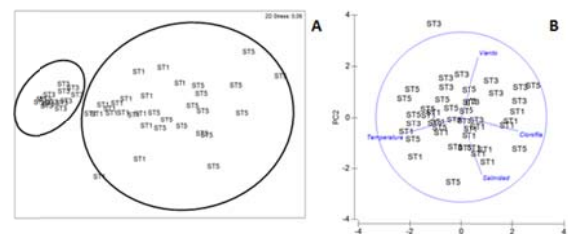


Fig. 2. Gráfico nMDS basado en la abundancia de individuos (A) y análisis de componentes principales (PCA) para las variables ambientales estudiadas (B).

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la financiación concedida a la ULL por la Consejería de Economía, Industria, Comercio y Conocimiento, cofinanciada en un 85% por el Fondo Social Europeo.

REFERENCIAS

- 1 - Hernández-León, S., 1986. "Efecto de masa de isla" en aguas del archipiélago canario según estudios de biomasa y actividad del sistema de transporte de electrones en el mesozooplancton. Tesis doctoral. Facultad de Biología de la Universidad de La Laguna. 402 pp.
- 2 - Braun, J. G., 1980. Estudios de producción en aguas de las Islas Canarias. I. Hidrografía, nutrientes y producción primaria. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 5 (285): 149-154.
- 3 - Fernández de Puellas, M^a. L., 1977. *Un estudio a corto plazo de la comunidad de copépodos pelágicos del sur de El Hierro (Islas Canarias)*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología. Universidad de Madrid. 77 pp.

Variabilidad espacial de Sapphirinidae Thorell, 1859 (Copepoda Cyclopoida) de la Región Canaria

José María Espinosa^{1,2,3}, Fernando Lozano-Soldevilla¹, José María Landeira¹, Marta González²
& Ninoska Adern²

¹ Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología (Unidad Departamental de Ciencias Marinas), Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, Tenerife, España.

² Unidad Técnica, Fundación Pública Observatorio Ambiental Granadilla, S/C de Tenerife, Tenerife, España.

³ Departamento de Didácticas Especiales, Facultad de Ciencias de la Educación, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Gran Canaria, España.

RESUMEN

Se estudia la distribución espacial y la abundancia de la Familia Sapphirinidae en 46 estaciones de muestreo localizadas alrededor de las Islas Canarias durante la campaña oceanográfica Canarias85. Se muestran los resultados obtenidos y se comparan con los de otros autores para esta misma familia de copépodos en esta misma zona, así como con valores de biomasa mesozooplancónica. Existe un gradiente E-W en abundancia de individuos y en composición específica, relacionado con la temperatura superficial oceánica.

INTRODUCCIÓN

Este trabajo se realizó continuando con la línea de investigación que se desarrollaba en el entonces denominado Departamento de Biología Animal (Unidad Docente e Investigadora de Ciencias Marinas) de la Facultad de Biología de la Universidad de La Laguna, dentro del estudio del zooplankton de las aguas del archipiélago Canario. Se estudia y compara la abundancia de individuos de la Familia Sapphirinidae obtenidos en 46 estaciones oceanográficas localizadas alrededor de las Islas Canarias durante la campaña oceanográfica Canarias85. Esta campaña, que estuvo financiada por la Dirección General de Pesca de la Comunidad Autónoma de Canarias, se dirigió a la evaluación de los recursos vivos situados en la vertiente del talud de las Islas Canarias.

MATERIAL Y MÉTODOS

El material estudiado procede de las muestras obtenidas en 46 estaciones de la campaña oceanográfica Canarias85 realizada a bordo del B/I Taliarte del entonces Instituto Canario de Ciencias Marinas (I.C.C.M.), durante el mes de junio de 1985 en aguas de las Islas Canarias. Los arrastres de plancton se realizaron verticalmente desde los doscientos metros de profundidad (siempre que fue posible) hasta la superficie; utilizándose para su captura una red WP-2 de tres bocas, versión de la WP-2 estándar internacional (Unesco, 1968), de 200 micras de luz de malla (Nylon Nital) 0,25 m² de área de boca y colectores de PVC con sistema de fijación interno a la red. Las muestras obtenidas fueron fijadas con formol al 4% neutralizado previamente con bórax, procediéndose con posterioridad al triado, medición, sexado y determinación taxonómica de la totalidad de los copépodos de la familia Sapphirinidae presentes en cada una de las muestras. Para

analizar las diferencias entre las estaciones occidentales y orientales (con las centrales no se obtuvo una separación clara), se emplearon análisis estadísticos no paramétricos. Se ordenaron las estaciones en función de su abundancia (individuos/100m³). Estas ordenaciones se representan gráficamente mediante un nMDS (“non-metric multidimensional scaling”), basadas en la distancia euclídea. Para estabilizar la varianza, los datos fueron transformados previamente mediante presencia/ausencia [1]. También se llevó a cabo un análisis del porcentaje de similitud (SIMPER) para determinar la contribución de cada especie a las posibles diferencias entre el grupo de islas orientales y occidentales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El estudio de las muestras de plancton dio como resultado la obtención de 226 ejemplares de copépodos pertenecientes a la familia Sapphirinidae: 134 del género *Sapphirina* Thompson J., 1829; 89 del género *Copilia* Dana, 1849 y 3 del género *Vetoria* Wilson C. B., 1924. *C. mediterranea* (Claus, 1863) estuvo presente en 6 estaciones (10 individuos), capturándose únicamente hembras, con un tamaño medio de 2,99 ± 0,88 mm. Aunque el número de ejemplares capturados es pequeño, su distribución es uniforme a lo largo de las estaciones muestreadas. *C. quadrata* Dana, 1849 es la especie mejor representada de la familia, con 79 individuos capturados. Su sex ratio es 15:1. La desproporción existente entre el número de machos y hembras hace sospechar que esta especie y otras de esta misma familia, puedan presentar formas partenogenéticas [2]. El tamaño medio de los machos fue de 5,28 ± 0,14 mm y el de las hembras de 2,60 ± 0,64 mm. *S. angusta* Dana, 1849, *S. auronitens* Claus, 1863 y *S. intestinata* Giesbrecht,

1891 están pobremente representadas, apareciendo únicamente en las islas occidentales. Se llevó a cabo una t-student para observar posibles diferencias de tamaño en las distintas longitudes geográficas. Aunque los datos cumplían con las condiciones para poder aplicarles un test estadístico paramétrico (test de Levene positivo), no se pudo obtener un estadístico lo suficientemente robusto para poder afirmar que existen diferencias significativas ($p > 0,1$). Los análisis de ordenación (nMDS) en función de la abundancia de individuos mostraron una separación en dos grupos claros (Fig. 1). Se separan así las estaciones orientales de las más occidentales. El análisis de similitud (ANOSIM) reveló que las diferencias entre los dos grupos son significativas (Global $R = 0,586$; $p = 0,01$). El test de similitud (SIMPER) mostró una disimilitud media entre ambos tipos de estaciones del 90,00%. Las especies que más contribuyeron a esta separación fueron *C. quadrata* (38,29%), *S. metallina* Dana, 1849 (24,73%) y *S. nigromaculata* Claus, 1863 (12,54%).

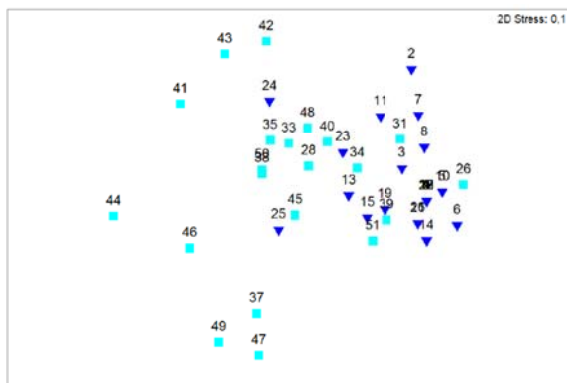


Fig. 1. Gráfico nMDS. Cuadrados: estaciones occidentales; triángulos: estaciones orientales.

Hernández-León [3] encuentra para esta campaña tres situaciones bien diferenciadas con respecto a la temperatura superficial del agua marina: una primera situación se produce en las estaciones de las islas orientales donde las temperaturas superficiales se sitúan entre los 20 y 21°C. Este mismo autor cita para la fecha de los muestreos el comienzo de la formación de la termoclina estacional entorno a los 40-60 metros de profundidad, pero ésta no se comporta igual para todas las estaciones muestreadas. La profundidad a la que se forma esta termoclina en las distintas estaciones varía, haciéndose más patente en las islas occidentales. *C. quadrata* parece tener un patrón claro de distribución en las islas occidentales, con una temperatura superficial, en esta campaña, superior a los 21°C. Es la especie mejor representada de toda la familia Sapphirinidae en esta campaña. Estos resultados de abundancia coinciden con los obtenidos por Corral [4], que encuentra 112 hembras, 10 machos y 122 ejemplares jóvenes; Lozano-Soldevilla [5], que obtiene 17 hembras y 4 machos y Lozano-Soldevilla *et al.* [6], que halla 232 ejemplares. En todas las publicaciones mencionadas es también este taxón el más abundante. La diferencia entre

machos y hembras también parece patente, reafirmando así la posible existencia de hembras partenogénicas [2].

Los valores brutos de abundancia de las especies de la familia Sapphirinidae obtenidos en esta campaña coinciden con los valores medios de biomasa obtenidos por Hernández-León [3], siendo claramente superiores en las estaciones 26 a 51 (islas occidentales) frente a las islas orientales (estaciones 1 a 25).

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la financiación concedida a la ULL por la Consejería de Economía, Industria, Comercio y Conocimiento, cofinanciada en un 85% por el Fondo Social Europeo.

REFERENCIAS

- 1 - Clarke, K. & Warwick, R., 2001. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2nd edition: PRIMER-E, Plymouth, UK, 91 pp.
- 2 - Vives, F. & Shmeleva, A., 2006. *Crustacea, Copépodos marinos I. Calanoida*. En: *Fauna Ibérica*, vol. 29. Ramos, M. A. *et al.* (Eds). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid, 1, 152 pp.
- 3 - Hernández-León, S., 1986. "Efecto de masa de isla" en aguas del archipiélago canario según estudios de biomasa y actividad del sistema de transporte de electrones en el mesozooplankton. Tesis doctoral. Facultad de Biología de la Universidad de La Laguna. 402 pp.
- 4 - Corral, J., 1970. Contribución al conocimiento del plancton de Canarias. Estudio cuantitativo, sistemático y observaciones de los copépodos epipelágicos en la zona de Santa Cruz de Tenerife en el curso de un ciclo anual. Tesis Doctoral. Publicaciones de la Facultad de Ciencias. Madrid. 343 pp.
- 5 - Lozano-Soldevilla, F., 1991. Nota sobre la familia Sapphirinidae (Copepoda, Cyclopoida) en aguas de la isla de El Hierro. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, (7): 171-178.
- 6 - Lozano-Soldevilla, F., Rodríguez, J. M^a. y Lozano, G. 1996. Copepoda Sapphirinidae del sur de Tenerife (Campaña IEO Canarias 9310). *Real Sociedad Española de Historia Natural (Tomo Extraordinario, 125 Aniversario)*, 170-171.

Resultados de la distribución de la biomasa del mesozooplankton en aguas de la isla de El Hierro (Islas Canarias): proyecto VULCANO

José María Espinosa^{1,2,3}, Fernando Lozano-Soldevilla¹, Marta González², Ninoska Adern², Alejandro Escáñez¹, M^a. Luz Fernández de Puellas⁴, Fátima Hernández⁵, Alejandro de Vera⁵ & Eugenio Fraile-Nuez⁶

¹ Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología (Unidad Departamental de Ciencias Marinas), Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, Tenerife, España.

² Unidad Técnica, Fundación Pública Observatorio Ambiental Granadilla, S/C de Tenerife, Tenerife, España.

³ Departamento de Didácticas Especiales, Facultad de Ciencias de la Educación, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Gran Canaria, España.

⁴ Centro Oceanográfico de Baleares. Instituto Español de Oceanografía (IEO). 07015 Palma de Mallorca, España.

⁵ Departamento de Biología Marina del Museo de la Naturaleza y el Hombre. 38003 Santa Cruz de Tenerife, España.

⁶ Centro Oceanográfico de Canarias. Instituto Español de Oceanografía (IEO). 38180 Santa Cruz de Tenerife, España.

RESUMEN

Como resultado de las campañas de investigación oceanográfica Vulcano 0313, Vulcano 1013 y Vulcano 0314 desarrolladas en los buques R. Margalef y A. Alvariño del Instituto Español de Oceanografía (IEO), dentro del proyecto de investigación “Volcanic eruption at El Hierro island. Sensitivity and recovery of the marine ecosystem (VULCANO)”, y financiado por la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (CTM 2012-36317), se presentan en este trabajo los resultados de las determinaciones de la biomasa del mesozooplankton en aguas epipelágicas (0-200 m de profundidad) circundantes a la isla de El Hierro y en la zona de influencia del proceso eruptivo submarino de la Restinga (Mar de las Calmas) aparecido en 2011.

INTRODUCCIÓN

En el año 2011 se produce una erupción submarina de larga duración en las aguas del sur de la isla de El Hierro (Mar de las Calmas). El proyecto de investigación “Volcanic eruption at El Hierro island. Sensitivity and recovery of the marine ecosystem (VULCANO)”, financiado por la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (CTM 2012-36317), tiene como uno de sus objetivos el estudio de la evolución de la biomasa mesozooplancónica en la zona de la erupción y alrededor de la isla de El Hierro. En este trabajo se presentan los resultados de las determinaciones de la biomasa del mesozooplankton en aguas epipelágicas (0-200 m de profundidad) circundantes a la isla de El Hierro y en la zona de influencia del proceso eruptivo submarino de la Restinga.

MATERIAL Y MÉTODOS

El material estudiado procede de las 46, 23 y 35 pescas realizadas en aguas alrededor de la isla de El Hierro (Islas Canarias), en marzo y noviembre de 2013 y marzo de 2014, durante el desarrollo de las campañas de investigación denominadas Vulcano 0313, Vulcano 1013 y Vulcano 0314, a bordo de los B/O. R. Margalef y A. Alvariño (Fig.1).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos han mostrado en la campaña Vulcano 0313 mayores valores en las estaciones de muestreo situadas al sur de la isla que en el resto de las zonas de estudio, y a su vez, dentro de esta, en las estaciones correspondientes a la denominada submalla de alta resolución (estaciones 50-61), situadas sobre el cono eruptivo y su zona de influencia. En esta zona eruptiva los contenidos de biomasa han oscilado entre 4,32 mg/m³ (Ps), 2,85 mg/m³ (Mat. org.), y 1,73 mg/m³ (Cont.car.) en la estación 58, y los 13,56 mg/m³ (Ps), 8,72 mg/m³ (Mat. Org) y 5,43 mg/m³ (Cont.car.) en la estación 56 situada sobre el mismo cono volcánico.

En la campaña Vulcano 1013, la situación de la distribución general de la biomasa ha mostrado el mismo patrón de distribución que en la campaña anterior, si bien hay que mencionar que en la zona de localización del proceso eruptivo las biomásas han sufrido un descenso significativo como lo demuestran los valores alcanzados en la estación 50 (2,04 mg/m³ de Ps, 1,91 mg/m³ de Mat. org; y 0,81 mg/m³ de Cont. Car.) y la estación 56 sobre el mismo cono (4,36 mg/m³ de Ps, 4,11 mg/m³ de Mat. Org, y 1,70 mg/m³ de Cont. Car.).

En cuanto a la última campaña (Vulcano 0314), la situación de la distribución general de la biomasa ha mostrado un patrón de distribución parecido con un aumento generalizado en la biomasa general bastante importante. Los valores más bajos se han obtenido en las estaciones 29 (2,20 mg/m³ de Mat. Org.) y 34 (2,41 mg/m³ de Mat. Org.) y los más altos en las estaciones: 9 (9,15 mg/m³ de Mat. Org.), 25 (9,28 mg/m³ de Mat. Org.), 22 (9,85 mg/m³ de Mat. Org.), 24 (10,38 mg/m³ de Mat. Org.) y 26 (11,04 mg/m³ de Mat. Org.).

Las biomásas medias de las campañas, ordenadas cronológicamente, han sido: Vulcano 0313: $3,99 \pm 1,33$ mg/m³ de Mat. Org., Vulcano 1013: $2,68 \pm 0,73$ mg/m³ de Mat. Org. y Vulcano 0314: $6,65 \pm 2,32$ mg/m³ de Mat. Org. Los datos obtenidos en las dos primeras campañas están en consonancia con los ya dados por otros autores para diferentes zonas de las Islas Canarias: Braun [1] en el NW de Tenerife; Hernández-León [2] en Taozo (Gran Canaria; SantaMaría *et al.* [3] en San Andrés y los Cristianos (Tenerife); Fernández de Puelles [4]; Lozano-Soldevilla *et al.* [5] en el Médano (Tenerife); Braun *et al.* [6] en aguas del sur de Tenerife, la Gomera y el Hierro; Rodríguez *et al.* [7] al norte y sur de Las Islas Canarias y aguas circundantes a Gran Canaria.

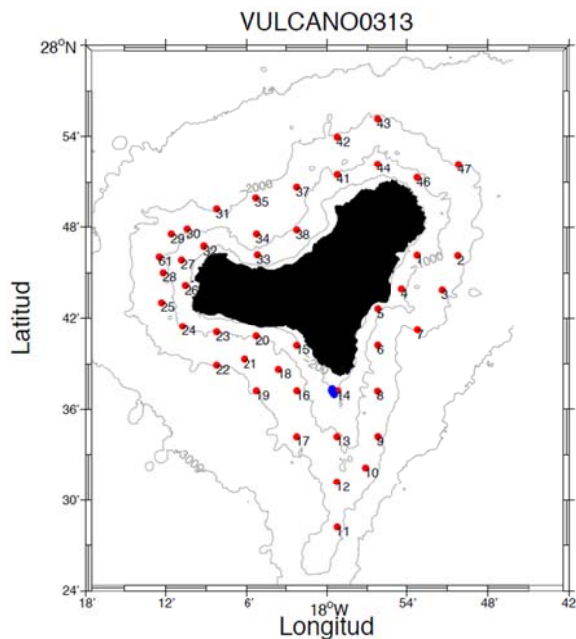


Fig. 1. Estaciones de muestreo de una de las campañas oceanográficas (VULCANO0313).

Las muestras mesozooplánctónicas se recolectaron con una red WP-2 triple, versión de la WP-2 estándar internacional ((UNESCO, 1968), provista de mallas de 200 µm de diámetro y 0,25 m² de boca de red, mediante la realización de arrastres verticales desde 200m (siempre que fue posible) hasta la superficie. Con las muestras obtenidas en cada pesca de uno de los tres colectores y previamente fijadas con formol al 4% neutralizado con borax, se procedió a las determinaciones de la biomasa del mesozooplankton por métodos gravimétricos, siguiéndose las metodologías propuestas por LOVEGROVE (1966) y LE BORGNE (1975). En todos los casos los resultados de biomasa se expresan en mg/m³, y el contenido de carbono representa el 40% del peso seco.

El aumento significativo de la biomasa mesozooplánctónica observado, sobre todo, en las estaciones influenciadas por la pluma de dispersión de elementos aflorados por el proceso eruptivo, parece estar íntimamente relacionado con éste. Actualmente existe un proyecto denominado Vulcana en el que se continúa con el estudio, entre otros, de este edificio volcánico y otro proyecto nacional que da continuidad al que aquí se expone, denominado Vulcano2. Los resultados de ambos permitirán reafirmar estas conclusiones.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la financiación concedida a la ULL por la Consejería de Economía, Industria, Comercio y Conocimiento, cofinanciada en un 85% por el Fondo Social Europeo.

REFERENCIAS

- 1 – Braun, J. G., 1981. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 290: 89-96.
- 2 – Hernández-León, S., 1986. *Tesis Doctoral, Univ. La Laguna*, 402pp.
- 3 – García Santamaría, M^a. T., 1989. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 5 (2): 57-70.
- 4 – Fernández de Puelles, M^a. L. y J. G. Braun, 1996. *Oceanography and Marine Resources in the Eastern Atlantic*, 71-89
- 5 – Lozano-Soldevilla, F. *et al.*, 1996. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Tomo Extraordinario 125 Aniversario)*, 170-171.
- 6 – Braun, J. G. *et al.*, 1999. *Canigo Conference, Las Palmas*.
- 7 – Rodríguez, J. M^a. *et al.*, 2000. *J. plankton Res.*, 22 (7): 1377-1391.

Aplicación de diferentes índices bióticos sobre la Macrofauna Bentónica para la Evaluación de la Calidad Ecológica en las aguas costeras de la Comunitat Valenciana (Mediterráneo Occidental).

Jose Luis Esteban, Javier Torres, Jose Tena, J.R. García-March

Instituto de Investigación en Medio Ambiente y Ciencia Marina (IMEDMAR). Universidad Católica de Valencia.

RESUMEN

Se presentan los valores de calidad ecológica (EcoQ) de las 19 masas de agua que se han establecido en la Comunidad Valenciana; obtenidos a partir de los índices BOPA y AMBI.

INTRODUCCIÓN

Como parte de las acciones comprendidas en el cumplimiento de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), se viene realizando desde el año 2005 un estudio de control y seguimiento de los parámetros necesarios para la descripción y evaluación del estado del bentos de los fondos sedimentarios del litoral de la Comunidad Valenciana.

Los muestreos se realizan sobre una red fija de 71 estaciones distribuidas a lo largo de toda la costa de la Comunitat Valenciana. Con la intención de mantener homogeneidad en los factores ambientales principales (presión, iluminación, hidrodinamismo) las estaciones de muestreo fueron ubicadas tomando la isobata de 10 m como referencia general de profundidad, si bien en algunas localizaciones, para evitar las praderas de fanerógamas u otras formaciones de sustratos duros o vegetales, se encuentran ligeramente desplazadas respecto a dicha referencia, quedando siempre entre los 6 y los 12 metros.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las muestras se toman mediante draga Van Veen. La composición faunística se obtiene a partir de los ejemplares vivos de cada réplica retenidos mediante un tamiz de 0.5 mm. Se analizan además, granulometría y contenido en materia orgánica del sedimento.

Los inventarios confeccionados de cada réplica son empleados para establecer diferentes índices biológicos con los que se valora el estado de calidad ecológica (EcoQ) de cada zona conforme a los cinco niveles que establece la Directiva Marco del Agua.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Normalmente se emplean los índices BOPA y AMBI estableciendo el nivel de EcoQ en base al peor resultado de alguno de ellos, pero después de varios años de seguimiento se han identificado numerosos casos en los que la respuesta de los dos índices es diferente entre sí, o es poco acorde con lo que indican otros datos disponibles sobre la estación en cuestión.

En el póster se analizan los resultados de la aplicación de diferentes índices biológicos a los datos de la última campaña (2015), en algunas de las estaciones más conflictivas. Se comparan los resultados en función de la biocenosis bentónica en cuestión, las particularidades ambientales, y las fuentes de contaminación potencial. Se identifican y describen las circunstancias en las que se obtienen resultados anómalos. Se discute la validez de los índices aplicados hasta el momento, evaluando si los otros índices testados pueden ser de mayor o menor utilidad. Se proponen algunas medidas para mejorar la representatividad de los índices.

AGRADECIMIENTOS

Trabajo enmarcado dentro de un proyecto financiado por la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural.

Adverse effects of the SSRI antidepressant sertraline on early life stages of marine invertebrates.

Noelia Estévez-Calvar^{1,*}, Laura Canesi², Michele Montagna², Marco Faimali¹,
Veronica Piazza¹, Francesca Garaventa³

¹ Istituto di Scienze Marine, Consiglio Nazionale delle Ricerche (ISMAR-CNR), Via De Marini 6, 16149, Genova, Italy

² Department of Earth, Environment and Life Sciences (DISTAV), Università degli Studi di Genova, Corso Europa 26, 16132, Genova, Italy

³ Istituto di Scienze Marine, Consiglio Nazionale delle Ricerche (ISMAR-CNR), Arsenale Tesa 104, Castello 2737/F, 30122, Venezia, Italy

ABSTRACT

Widespread contamination of coastal environments by emerging compounds includes low concentrations of pharmaceuticals. These pollutants are not currently incorporated in monitoring programs despite their effects on non-target organisms are very little documented. Among the selective serotonin reuptake inhibitor (SSRI) antidepressants, sertraline (SRT) is one of the most prescribed globally. In this work, earlier life stages of *Amphibalanus amphitrite*, *Brachionus plicatilis* and *Mytilus galloprovincialis* were exposed to environmental concentrations of SRT in order to study both sub-lethal and lethal responses in 24/48 h-tests. Low concentrations of SRT altered significantly swimming behavior in *A. amphitrite* and *B. plicatilis* giving 48 h-EC₅₀ (µg/L) of 113.88 and 282.23, respectively whereas higher values were observed for mortality and immobilization. EC₅₀ embryotoxicity with *M. galloprovincialis* was 206.80 µg/L. This work add new data about SRT ecotoxicity on marine invertebrates and confirms the applicability of behavioral endpoints to evaluate the environmental impact of antidepressants in marine organisms.

INTRODUCTION

Water pollution with pharmaceuticals represents an emerging environmental concern [1]. Pharmaceuticals are excreted after consumption as either parent compounds or their metabolites or following improper disposal of unused medications [2]. Low levels (ng/L-µg/L) of these human-derived contaminants can be released into aquatic environments bypassing wastewater treatment plants, which cannot eliminate them [3]. Nowadays, depressive disorders are worldwide diffused with an estimated 350 million people affected [4]. Selective serotonin reuptake inhibitors (SSRIs) are among the most widely prescribed antidepressants being frequently detected in samples associated to wastewaters [5].

In aquatic environments, especially marine waters, few data are available on the occurrence of SSRIs, as well as on their toxic effects on marine biota; however, some works have anticipated that adverse effects of SSRIs on marine organisms may be observed following exposures to low environmental concentrations [6]. In this light, there is an urgent need to identify biological endpoints related not only to lethal, but also to sub-lethal effects of antidepressants like SSRIs.

The present work was then designed for assessing the ecotoxicological impact of SRT on both acute lethal and sub-lethal responses in three marine model organisms: *Amphibalanus amphitrite*, *Brachionus plicatilis* and *Mytilus galloprovincialis*. Lethal responses included the analysis of mortality and immobilization in crustaceans and

rotifers and embryotoxicity in bivalve mollusks. Moreover, swimming speed alteration (SSA) was evaluated as a behavioral endpoint of earlier life stages using a digitalized image recording system (SBR).

MATERIAL & METHODS

Stock solutions of sertraline hydrochloride (>98%; HPLC) were used. A first screening was performed using a wide range of SRT concentrations (10⁻³-10³ µg/L) in order to cover both pharmacological and environmental relevant levels according to literature data. 24/48 h assays were carried out separately for each species. Mortality, immobilization and SSA tests were done on *A. amphitrite* and *B. plicatilis* following [7,8]. After having identified the range of concentrations with a significant toxic effect, a second experiment including a narrower range of SRT concentrations (50-500 µg/L), was performed. *M. galloprovincialis* embryotoxicity assays were carried out as described in [9]. At 48 h the recorded endpoint was the percentage of normal D-larvae in each well respect to the total, including malformed larvae and pre-D stages.

RESULTS & DISCUSSION

Environmental concentrations (0.001-10 µg/L) of SRT generally induced low levels of mortality (<20%) on

barnacles and rotifers. A significant effect was observed in *B. plicatilis* (14.07%) at 0.001 µg/L both on mortality and immobilization after 48 h, but this response disappeared at higher concentrations suggesting that a potentially non-specific or basal toxic effect occurred as observed previously in other aquatic organisms exposed to antidepressants [10]. A 100% effect was observed at 1000 µg/L for all the endpoints measured in both crustaceans and rotifers. The second set of experiments allowed calculating LC₅₀ values (Table 1). In both species, at low concentrations of SRT, a swimming inhibition always below 50% was observed, and the response did not follow a monotonic dose-response. Non-monotonic responses to antidepressant exposure have been previously observed [6]. The results demonstrated a complex pattern of behavioral responses induced by SRT in both barnacle larvae and rotifers, underlining the sensitivity of this sub-lethal endpoint in a realistic environmental concentration range.

The exposure of *Mytilus* embryos to SRT showed that for all concentrations, the effects of SRT were mainly due to

arrest in development at the trochophora stage, with variable and small percentages of malformed embryos. This percentage was not significant and <10% at all the concentrations tested. The results are comparable with those obtained in the *C. gigas* at 36 h [11].

Table 1. LC₅₀ (mortality) and EC₅₀ (immobilization, SSA and embryotoxicity) and respective 95%-confidence intervals (C.I.) and NOEC/LOEC values for target species at 24/48 h of exposure to SSRI antidepressant.

Model organism	Endpoint	LC ₅₀ /EC ₅₀ (95% C.I.) (µg/L)		NOEC (µg/L)		LOEC (µg/L)	
		24 h	48 h	24 h	48 h	24 h	48 h
	Mortality	353.49	305.88	100	100	250	250
<i>A. amphitrite</i>	Immobilization	183.19	115.20	n.c.	n.c.	50	50
	SSA	196.39	113.88	n.c.	n.c.	50	50
	Mortality	510.51	317.23	250	100	500	250
<i>B. plicatilis</i>	Immobilization	406.53	290.56	250	50	500	100
	SSA	310.84	282.23	n.c.	n.c.	50	50
<i>M. galloprovincialis</i>	Embryotoxicity	-	206.80	-	0.01	-	10

n.c.: not calculable

The results obtained in the present work represent the first report on the effects of SRT on these marine species. In addition, according to EU classification criteria for risk phrases to the aquatic environment and based on 48 h-acute toxicity levels obtained here, SRT will be defined as “very toxic to aquatic organisms” as LC₅₀/EC₅₀ values obtained were always <1 mg/L, confirming its toxicity in marine invertebrates.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was financially supported by the “RITMARE” Flagship Project 2012-2016 (MIUR, CNR of Italy).

REFERENCES

- 1 - EU, 2015. http://ec.europa.eu/health/human-use/environment-medicines/index_en.htm
- 2 - Daughton CG & Ruhoy IS, 2009. Environmental footprint of pharmaceuticals: the significance of factors beyond direct excretion to sewers. *Environ. Toxicol. Chem.*, 28(12):2495-2521.
- 3 - BIO Intelligence Service, 2013. http://ec.europa.eu/health/files/environment/study_environment.pdf
- 4 - WHO, 2015. Fact Sheet N. 369. October. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs369/en/>
- 5 - Lamas JP, Salgado-Petinal C, García-Jares C, Llompart M, Cela R & Gómez M, 2004. Solid-phase microextraction-gas chromatography-mass spectrometry for the analysis of selective serotonin reuptake inhibitors in environmental water. *J. Chromatogr. A.*, 1046: 241-247.
- 6 - Bossus MC, Gulera YZ, Short SJ, Morrison ER & Ford AT, 2014. Behavioural and transcriptional changes in the amphipod *Echinogammarus marinus* exposed to two antidepressants, fluoxetine and sertraline. *Aquat. Toxicol.*, 151: 46-56.
- 7 - Garaventa F, Gambardella C, Di Fino A, Pittore M & Faimali M, 2010. Swimming speed alteration of *Artemia sp.* and *Brachionus plicatilis* as a sub-lethal behavioral endpoint for ecotoxicological surveys. *Ecotoxicol.*, 19: 512-519.
- 8 - Faimali M, Garaventa F, Piazza V, Greco G, Corra C, Magillo F, Pittore M, Giacco E, Gallus L, Falugi C & Tagliaferro G, 2006. Swimming speed alteration of larvae of *Balanus amphitrite* (Darwin) as a behavioural endpoint toxicological bioassays. *Mar. Biol.*, 149(1): 87-96.
- 9 - ASTM, 2004. Standard Guide for Conducting Static Acute Toxicity Tests Starting with Embryos of Four Species of Saltwater Bivalve Molluscs. E724-1998/2004. American Society for Testing and Materials.
- 10 - Ankley GT, Bennett RS, Erickson RJ, Hoff DJ, Hornung MW, Johnson RD, Mount DR, Nichols JW, Russom CL, Schmieder PK, Serrano JA, Tietge JE & Villeneuve DL, 2010. Adverse outcome pathways: a conceptual framework to support ecotoxicology research and risk assessment. *Environ. Toxicol. Chem.*, 29(3): 730-741.
- 11 - Di Poi, C, Bidel F, Dickel L, Bellanger C, 2014. Cryptic and biochemical responses of young cuttlefish *Sepia officinalis* exposed to environmentally relevant concentrations of fluoxetine. *Aquat. Toxicol.*, 151: 36-45.

Comparación de métodos proteómicos y espectrofotométricos para la medida de vitelogenina en *Mytilus galloprovincialis*

Laura Emilia Fernández-González¹, Paula Sánchez-Marín¹, Leonardo Mantilla-Aldana¹, Ángel P. Diz² & Ricardo Beiras¹

¹Departamento de Ecología y Biología Animal, Universidad de Vigo, 36310, Vigo, España.

²Departamento de Bioquímica, Genética e Inmunología, Universidad de Vigo, 36310, Vigo, España.

RESUMEN

Los disruptores endocrinos (EDC), y en particular, los xenoestrógenos comprenden una amplia variedad de contaminantes, incluidos sustancias peligrosas prioritarias y contaminantes emergentes que pueden causar efectos nocivos en los ecosistemas costeros, como la feminización de machos en poblaciones de moluscos y peces. Los esfuerzos de vigilancia de la contaminación marina incluyen el análisis de contaminantes en organismos bioindicadores, tales como el mejillón, y la medición de algunos biomarcadores de exposición y efecto, pero no existen métodos estandarizados para el biomonitoring de los xenoestrógenos. Este trabajo pretende estandarizar una técnica para medir vitelogenina (VTG) en gónada del mejillón *Mytilus galloprovincialis* utilizando espectrometría de masas tras separación por electroforesis SDS-PAGE, y comparando éste protocolo con una técnica indirecta ampliamente utilizada, la medida de los fosfatos lábiles en álcali (ALP).

INTRODUCCIÓN

La vitelogenina, precursor del vitelo en hembras de animales ovíparos, es utilizada como biomarcador de disrupción endocrina tanto por su aparición anómala en machos, como por su aumento anormal en hembras tras exposición a contaminantes xenoestrogénicos. Una técnica habitual para su análisis es la medida de los fosfatos lábiles en álcali (ALP), un método que detecta el fosfato inorgánico liberado de las proteínas fosforiladas [1]. En moluscos bivalvos, como el mejillón, se han medido los niveles de ALP de las gónadas, hemolinfa o en la glándula digestiva y este método se ha utilizado tanto en experimentos de laboratorio como en estudios de campo como un biomarcador para detectar la disrupción endocrina. Sin embargo, estudios recientes han mostrado que las proteínas fosforiladas medidas mediante el método ALP en hemolinfa corresponden mayoritariamente a otra proteína (precursor de proteína extrapaleal) y no a la vitelogenina, que está ausente en este fluido [2]. Por lo tanto, es necesario estandarizar un método más preciso para la medida de la vitelogenina en el mejillón, si se desea utilizar este biomarcador para estudios de vigilancia de contaminación marina. Este trabajo tiene como objetivo estandarizar una técnica para la medida de vitelogenina en el mejillón marino *Mytilus galloprovincialis* y comprobar si la síntesis de vitelogenina se induce tras exponer a los individuos a un contaminante estrogénico, el etinilestradiol (EE2). Esto se realizará mediante técnicas proteómicas, incluyendo la separación de las proteínas por electroforesis y el posterior análisis por espectrofotometría de masas después de la cromatografía líquida (LC-MS/MS). Este análisis permitirá la identificación y cuantificación relativa de la vitelogenina en *M. galloprovincialis* y la comparación de los resultados obtenidos con los de la técnica del ALP.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se recogieron mejillones de un tamaño similar (35-45 mm) durante dos estaciones, invierno y primavera, que representan dos estados de maduración (gametogénesis temprana y maduración completa). El sexo y el estado de maduración se determinaron mediante análisis histológico y la vitelogenina se midió mediante dos técnicas: ALP y LC-MS/MS. Los mejillones recogidos en invierno que se encontraban en la etapa de gametogénesis temprana, se expusieron durante 4 días a 10, 50 y 100 ng L⁻¹ de etinilestradiol (EE2), utilizando acetona como disolvente. El agua se renovó todos los días y los mejillones no fueron alimentados durante la exposición. Las condiciones de exposición fueron de 15°C y un fotoperiodo de invierno 12 horas luz, 12 horas oscuridad (12:12). El agua de mar utilizada para la exposición fue agua de mar oceánica (Salinidad de 35 ppt), filtrada (1 µm) y con tratamiento UV.

El ALP se midió en los tejidos gonadales según los protocolos de Gagné et al [1] y Hallgren et al [3].

Para la técnica LC-MS/MS las proteínas presentes en los tejidos gonadales fueron extraídas en un tampón de lisis mediante sonicación. A continuación, las muestras se centrifugaron a 20.000 g y se recogió el sobrenadante. La cuantificación de proteínas se realizó mediante método de Bradford ajustado a placa de 96 pocillos y con las modificaciones de Ramagli y Rodriguez [4]. A continuación se realizó una electroforesis de las proteínas en función de su peso molecular mediante electroforesis en minigel SDS-Page al 12,5% de acrilamida. Los geles se tiñeron con OrioleTM. Las bandas de interés identificadas en los geles se extrajeron y procesaron para digestión con tripsina porcina. Los péptidos obtenidos, se analizaron por

LC-MS/MS empleando un espectrómetro de masas ThermoOrbitrap Elite TM y usando un análisis tipo “shotgun”. Los datos generados en el espectrómetro de masas se analizaron con el software PEAKS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de ALP normalizado por el contenido de proteína fue similar, o incluso mayor, en los machos que en las hembras y no se vio alterado por el estado de maduración de los individuos estudiados. Teniendo en cuenta que las concentraciones totales de proteína son más altas en las gónadas femeninas maduras que en las de los machos o individuos inmaduros, estos resultados podrían deberse a un caso de sobrenormalización.

Tabla 1. ALP medido en el tejido gonadal masculino y femenino en dos etapas diferentes de maduración.

Media \pm desviación estándar (n=10).

	Maduros		Inmaduros	
	♂	♀	♂	♀
ALP (mgPO ₄ ³⁻ g ⁻¹ proteína)	6.5 \pm 2.9	2.9 \pm 0.8	5.4 \pm 1.8	4.8 \pm 2.5
ALP (mgPO ₄ ³⁻ g ⁻¹ tejido)	122 \pm 53	221 \pm 51	44 \pm 14	57 \pm 30

Para evitarlo, el ALP se normalizó por el peso del tejido. Esto permitió distinguir que los individuos maduros, en realidad, son los que presentan los valores más elevados de ALP. Las hembras mostraron niveles más elevados de ALP que los machos en los individuos maduros sólo cuando se normalizó por el peso del tejido. No se encontraron diferencias significativas en los valores de ALP (normalizada por la proteína o el peso del tejido) de individuos expuestos a EE2 en comparación con los individuos control (expuestos al disolvente control). El análisis de proteínas por LC-MS/MS puso de manifiesto la presencia de vitelogenina en las gónadas femeninas pero no en las gónadas masculinas, sin tener en cuenta su estado de maduración. La vitelogenina se encontró, tras la separación mediante electroforesis SDS-PAGE, en la fracción de proteína mayor de 116 kDa y fue identificada por su coincidencia con una descripción parcial de la vitelogenina de *M. galloprovincialis* (GenBank número de acceso gi: 563724419) (45% de cobertura), y con una secuencia obtenida a partir del transcriptoma de *M. galloprovincialis* que presenta un alto nivel de similitud con secuencias de vitelogenina descritas para varias especies de bivalvos (58% de cobertura).

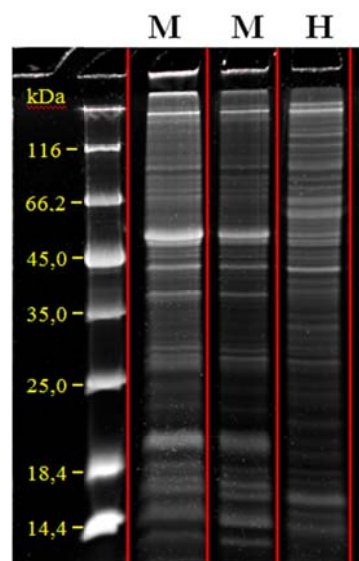


Fig. 1. Electroforesis en SDS-PAGE de lisados de gónada de *M. galloprovincialis*. Gel de acrilamida (12,5%) teñido con OrioleTM. Proteína total por muestra 7,5 μ g. M: Macho, H: Hembra.

Actualmente se están llevando a cabo más análisis proteómicos con la finalidad de cuantificar y comparar el contenido de vitelogenina en las gónadas de mejillón en diferentes estados de maduración y después de haber sido expuesto al disruptor endocrino EE2.

Aunque todavía prematuro como conclusión, los resultados obtenidos indican que la técnica del ALP no refleja adecuadamente los niveles de vitelogenina en gónada de mejillón.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido financiado por fondos nacionales a través del proyecto CTM2013-48194-C3-3-R y por la Xunta de Galicia a través de ayudas a proyectos colaborativos de la agrupación Océano-Ecimat.

REFERENCIAS

- 1 - Gagné F, Blaise C, Pellerin J, Pelletier E, Douville M, Gauthier-Clerc S & Viglino L, 2003. Sex alteration in soft-shell clams (*Mya arenaria*) in an intertidal zone of the Saint Lawrence River (Quebec, Canada). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology.*, 134:189-198.
- 2 - Oliveri C, Peric L, Sforzini S, Banni M, Viarengo A, Cavaletto M & Marsano F, 2014. Biochemical and proteomic characterisation of haemolymph serum reveals the origin of the alkali-labile phosphate (ALP) in mussel (*Mytilus galloprovincialis*). *Comparative Biochemistry and Physiology - Part D: Genomics and Proteomics.*, 11:29-36.
- 3 - Hallgren P, Mårtensson L & Mathiasson L, 2011. A new spectrophotometric method for improved indirect measurement of low levels of vitellogenin using malachite green. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry.*, 92:894-908.
- 4 - Ramagli LS & Rodriguez LV, 1985. Quantitation of microgram amounts of protein in two-dimensional polyacrylamide gel electrophoresis sample buffer. *Electrophoresis.*, 6(11):559-563.

Effects of habitat complexity on amphipods colonising fish farms fouling

Victoria Fernandez-Gonzalez & Pablo Sanchez-Jerez

Department of Marine Sciences and Applied Biology. University of Alicante. Email: victoria.fernandez@ua.es

ABSTRACT

Aquaculture facilities structures, located out at sea, serve as colonising and settlement surface for coastal species, which form the collectively termed biofouling. These benthic sessile organisms can be considered as biogenic habitats, providing shelter and/or food for associated motile fauna. The structural complexity of a habitat has often been reported as an important factor influencing the diversity of associated communities. This study aims to elucidate the relationship between structural complexity of fouling communities and the amphipod assemblages occurring in high abundances in fish farms. For this, fouling communities of two fish farms, located off Alicante, were sampled. Amphipod numbers per sample were counted and sessile organisms were estimated and classified into four classes of habitats according to their structural complexity. Our analyses revealed a significant relationship between amphipod species and habitat complexity in fish farms fouling. Amphipod species richness was related to the equitativity of spaces of different sizes generated by more diverse habitats. Total abundance of caprellids increased coupled with the space provided by erected habitats, while gammarids were more abundant in turf habitats. Fish farms are providing hard substrata for colonising sessile organisms in off-coast areas, playing an important role in boosting species diversity and abundance (e.g. amphipods) in the water column where this kind of habitats is naturally absent.

INTRODUCTION

Aquaculture facilities are artificial structures out at sea which are moored to a particular position and remain there for long periods. Their structures, such as nets, ropes and buoys, serve as surface for colonising and settlement of coastal species transported by sea currents or through other dispersal strategies, forming the collectively termed biofouling [1]. These benthic sessile organisms can act as ecosystem engineers, creating biogenic habitats through the provision of shelter or food for associated motile fauna [2]. In fact, several studies have highlighted the presence of amphipods, especially caprellids, occurring in high numbers and/or biomass in fish farms [3].

The structural complexity of a habitat has often been reported as an important factor influencing the diversity of associated communities, so that, complex habitats often have both greater faunal abundances and diversities than nearby, simpler habitats [4].

This study aims to elucidate the relationship between structural complexity of fouling communities and the amphipod assemblages at fish farms by: a) investigating the relationships between the habitat complexity and amphipod species richness and b) determining which complexity parameters are most relevant increasing the abundances of caprellids and gammarids separately.

MATERIAL & METHODS

This study was carried out in coastal waters off Guardamar del Segura (Alicante, Spain: 38° 5' 7.45" N; 0° 35' 51.40" W) at two fish farms - producing sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and sea bream (*Sparus aurata*) in summer 2010.

Fouling communities at the two studied fish farms were sampled by scraping fouling organisms from mooring ropes. From each farm, nine replicates 20 cm in length per rope were cleared using an air-lift device to ensure a quantitative method in high hydrodynamic conditions. The samples were sieved through a 250 µm mesh and preserved in 4% formalin seawater solution. All amphipod species and sessile organisms were identified, if possible to species level. Amphipod numbers per sample were counted and sessile organisms (as biogenic habitats) were estimated by measuring displacement of a known volume of water and total volume. Then, sessile organisms, including algae, hydroids, bryozoans, mussels and other bivalves, were classified into four classes of habitats according to their structural complexity: plane, turf, bivalves and erected habitats. Metrics used to assess habitat complexity included quantity (displaced volume) and space generated (total volume minus displaced volume) of each kind of habitat, total sum of habitat and spaces, habitats and spaces richness, habitats and spaces diversity (Shannon's index) and habitats and spaces equitativity (Pielou's index). Simple linear regressions were used to examine the relationship between amphipod species richness and abundances and the different habitat complexity variables (PRIMER software).

RESULTS & DISCUSSION

Our analyses revealed a significant relationship between amphipod species and habitat complexity in fish farms fouling. In first instance the increase in amphipod species richness was driven by the equitativity of different kinds of

spaces (Fig. 1). Here, complex habitats are defined by generating well-distributed spaces, of different sizes, that provide refuges against predators and unfavourable environmental conditions for a greater number of amphipod species.

Caprellid abundances significantly increased coupled with the space generated by erected habitats. Thus, 48.28 % of the variation in caprellid total abundance is explained by variation in space among erected habitats. The morphology of caprellids is well adapted to attach to the substrate, which enables clinging to erected hydroids and bryozoans [5].

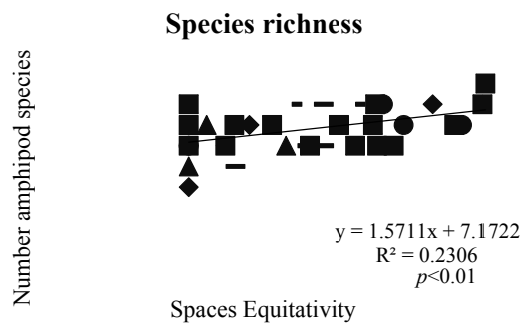


Fig. 1. Linear regression of amphipod richness versus equitativity of spaces.

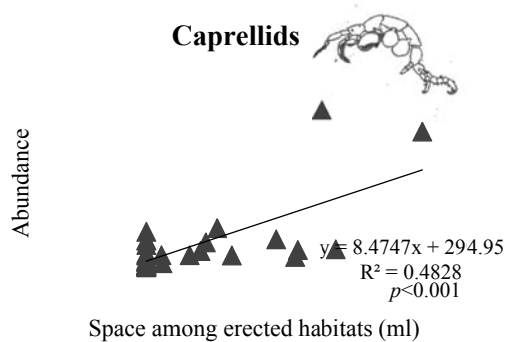


Fig. 2. Linear regression of caprellid total abundance versus the spaces generated by erected habitats.

In the case of gammarid amphipods, higher abundances were found in relation to higher quantity of turf habitat. The volume of this kind of habitat explained a significant amount of about 44.6 % of the variation in the total abundance of gammarids (Fig. 3). On this occasion, the detected relationship relates to real habitat, not to the space generated by its structural elements. Turf habitat represents a larger surface area available that has been shown to be the most important factor in determining amphipod abundance patterns [6]. Most of the gammarids found in this study are tube-dwelling species, which construct and live in their own tubes. Available surface for tube

construction might have influenced the density of amphipods inhabiting turf habitat.

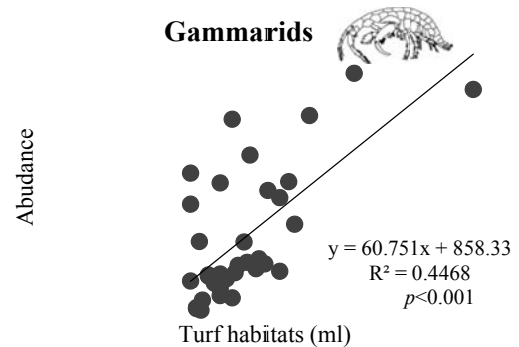


Fig. 3. Linear regression of gammarid total abundance and the quantity of turf habitats.

Fish farms provide hard substrata for benthic sessile organisms that are able to colonise and settle in off-coast areas. These fouling communities seem to play an important role in boosting abundance of certain groups such as amphipods in the water column where this kind of habitats is naturally absent.

ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful to Agustin Ríos and the staff of CULMAR fish farms that gave us access and help in the study. We also thank our colleagues David Izquierdo-Gomez for their invaluable cooperation during the sampling work.

REFERENCES

- 1 - Fitridge I, Dempster T, Guenther J, de Nys R, 2012. The impact and control of biofouling in marine aquaculture: a review. *Biofouling* 28(7): 649-669.
- 2- Roberts DA & Poore AG, 2006. Habitat configuration affects colonisation of epifauna in a marine algal bed. *Biol. Conserve.*, 127(1): 18-26.
- 3- Greene JK & Grizzle RE, 2007. Successional development of fouling communities on open ocean aquaculture fish cages in the western Gulf of Maine, USA. *Aquaculture* 262: 289-301.
- 4- Attrill MJ, Strong JA & Rowden AA, 2000. Are macroinvertebrate communities influenced by seagrass structural complexity? *Ecography* 23: 114-121.
- 5 - Caine EA, 1978. Habitat adaptations of north American caprellid Amphipoda (Crustacea). *Biol. Bull.* 155(2): 288-296.
- 6 - Hacker SD, Steneck RS (1990) Habitat architecture and the abundance and body-size dependent habitat selection of a phytal amphipod. *Ecology* 71:2269-2285.

Puesta en valor ambiental del área costera Faro de Calaburras-Calahonda como herramienta para su conservación.

Claudia Fernández Jiménez

Facultad de Ciencias del Mar y Ciencias Ambientales, Universidad de Cádiz

RESUMEN

Este proyecto está destinado a dar a conocer la riqueza que nos ofrece la Zona de Especial Conservación (ZEC) “Calahonda”, así como a ofrecer propuestas de medidas de divulgación y sensibilización ambiental a favor de su conservación. Para ello, se centra en los sectores más sensibles que, en el espacio estudiado, recogen la máxima diversidad a proteger y expone un diagnóstico ambiental del lugar con la ayuda de una matriz DAFO. La finalidad de este proyecto es concienciar a la población sobre la diversidad y singularidad de este hábitat prioritario para que lo respeten y conserven, así como de informar de las amenazas presentes y futuras, como lo ha sido el Proyecto Siroco para las prospecciones sísmicas en esta área costera. El conocimiento de la zona, los programas de investigación, la mejor formación de las nuevas generaciones, el ecoturismo, la ordenación del territorio, así como la gestión integrada de las áreas marinas, son ideas que se integrarían en sus propuestas de gestión que fomentarían una mayor implicación en su conservación para que se pueda seguir disfrutando de ésta zona en el futuro. Las propuestas reflejadas en este estudio, como el hecho de pasar de LIC (Lugar de Importancia Comunitaria) a ZEC o de rechazar las prospecciones petrolíferas, se han cumplido en la actualidad, por lo que este tipo de estudios fortalecen la riqueza biológica de las áreas protegidas y pueden evitar ciertas amenazas.

INTRODUCCIÓN

La Zona de Especial Conservación (en adelante ZEC) Calahonda se trata de un “Hot spots”, un punto caliente de biodiversidad del mundo y el objeto de estudio.

Este Espacio Natural Protegido pertenece al litoral de Málaga, bañado por el mar de Alborán, el cual presenta una gran diversidad debida a la hidrología y topografía de la cuenca, siendo un lugar de paso, encuentro y coexistencia de especies atlánticas y mediterráneas, europeas y africanas.

La ZEC Calahonda (código ES6170030) presenta una superficie aproximada de 1403,57 ha, con un 98% de su superficie marina y un 2% terrestre, longitud W 4° 41' 16'' W y latitud 36° 29' 33'' N [1]. Se sitúa entre Fuengirola y Marbella, extendiéndose desde la playa Calahonda al Oeste hasta la Punta de Calaburras al Este.

Una de las comunidades más interesantes de la zona de estudio está constituida por las praderas de *Posidonia oceanica*, una fanerógama marina endémica del Mediterráneo que se encuentra protegida y la cual colabora en el mantenimiento de los recursos pesqueros, en el secuestro de CO₂ y en la mejora de la calidad ambiental de nuestras costas, siendo la responsable de que en 2006 se reconociera la zona de Calahonda como LIC.

Esta ZEC es uno de los pocos afloramientos rocosos naturales, donde hay que destacar la presencia de un roquedo marino denominado “Laja del Almirante o Laja de las Gorgonias” [2] y de un cañón submarino, así como diferenciar el sustrato duro del blando en los fondos marinos ya que repercutirá en la distribución de especies.

Se trata de un punto muy interesante para la observación de aves marinas, limícolas y cetáceos englobado en un paisaje de sierras litorales. Especies como *Cymodocea nodosa*,

Centrostephanus longispinus, *Patella ferruginea*, *Pinna nobilis* y *Caretta caretta*, hacen de este entorno un lugar privilegiado que debe hacer frente a futuras amenazas derivadas de la dificultad de compatibilizar la conservación con el desarrollo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para la puesta en valor del área costera Faro de Calaburras-Calahonda, hay que realizar una revisión bibliográfica y documental con el fin de reunir la información más relevante sobre el área de estudio para, posteriormente, realizar una primera descripción de las características más significativas de los cuatro medios: abiótico, biótico, paisajístico y socioeconómico. Para ello, se consultará bibliografía científica especializada, documentos de planificación sectorial y territorial e informes técnicos para defender el análisis del ámbito de estudio.

Se hará uso de información cartográfica proporcionada por los Datos Espaciales de Referencia de Andalucía (DERA) y por la Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM) para localizar los recursos naturales y usarla como otra fuente de información adicional utilizando para ello el Sistema de Información Geográfica ArcGis.

La información proporcionada por el Ayuntamiento de Mijas, así como por su página web, será una fuente fiable cuando se requiera de datos puntuales. No hay que olvidarse de la presencia de la legislación como sustento y base de este estudio que contribuirá a explicar diferentes situaciones y conflictos que puedan tener lugar en el desarrollo del estudio.

El trabajo in situ se trata de una parte esencial de la metodología de este proyecto ya que es esencial para contrastar la información proporcionada por otras fuentes y obtener nuevos datos. Para ello, se planificarán las salidas y se hará un inventario de los recursos naturales observados, fotografías, así como la recolección de las algas más predominantes para la elaboración de un herbario. A esto hay que sumarle la planificación de diferentes inmersiones en puntos representativos de la ZEC con equipo autónomo para el fotografiado de las especies más atractivas y contribuir a la conservación del lugar.

Una vez obtenida la información necesaria, se procederá a desarrollar una matriz DAFO (Debilidades, Amenazas, Fortalezas y Oportunidades) para el diagnóstico ambiental de la zona y se ofertarán diferentes propuestas para la gestión y conservación de la ZEC Calahonda, intentando hacer compatibles el crecimiento y desarrollo con la protección del medio, incluyendo la propuesta de un Centro de Interpretación en una zona accesible con posibles actividades que ofrezcan información y fomenten la concienciación de la población.

Por último, se señalarán los posibles impactos que hubiesen provocado las prospecciones petrolíferas (Proyecto “Siroco”) en la ZEC si se hubiesen llevado a cabo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Dada la gran riqueza específica y peculiaridad de la ZEC Calahonda, hace que sea punto de mira del turismo y de empresas que buscan una fuente de explotación comercial insostenible.

Las amenazas, sobre todo humanas, que atentan sobre el área, como la sobrepesca, los vertidos puntuales, la mala gestión administrativa del medio litoral, la desordenación del territorio, las actuaciones interesadas de diferentes sectores y la construcción interminable para abastecer y sostener una población creciente, entre otras, ponen en cuestión la eficacia de la legislación ambiental y la competencia de las administraciones públicas.

Una de las grandes amenazas a las que se lleva enfrentando la zona de estudio, desde 2004, es el Proyecto Siroco. Éste tenía como objetivo realizar prospecciones petrolíferas en la zona de estudio, una opción que supondría evitar, en parte, la dependencia externa de combustibles fósiles. Sin embargo, ocasionaría efectos negativos en los organismos debido al impacto acústico que provocan los cañones de aire comprimido en el proceso de exploración sísmica marina, además de al propio ecosistema y al sector pesquero, pudiéndose optar por otras alternativas más viables, como la energía eólica marina. Definitivamente, fue rechazado en agosto de 2015 por la propia multinacional Repsol optando por proyectos más rentables [3].

Debemos esforzarnos para convertir las debilidades como el turismo de masas, la falta de concienciación, la contaminación, el tráfico marítimo, la degradación de los recursos naturales, el incesante urbanismo, entre otras muchas, en fortalezas, planificando y gestionando, teniendo siempre en cuenta la idea de desarrollo sostenible, apoyando las asociaciones conservacionistas, los programas de investigación y de vigilancia ambiental para controlar la situación actual, así como apostando por un control más estricto de la legislación para que ésta se cumpla. Además, la crisis puede refugiarse en oportunidades, creando reservas marinas, arrecifes artificiales y logrando que se difundan los conocimientos de la biodiversidad que presenta el lugar de estudio, averiguando previamente a qué nivel se encuentra el conocimiento de la población.

Como para valorar primero hay que conocer el medio, una buena propuesta sería la creación de un centro de interpretación que incluya actividades interactivas y ponga como prioridad la protección de la ZEC, donde la educación ambiental se impartiría a todas las edades. Lo ideal es que se tratara de un proyecto de iniciativa municipal utilizando fondos europeos como “Interreg” y ubicándose sobre un suelo calificado como espacio público (zv).

En agosto de 2015 se aprueba la ampliación de protección del LIC (Lugar de Importancia Comunitaria) de Calahonda a zona ZEC [4], una decisión que se hubiese visto afectada si hubiera seguido adelante el proyecto Siroco. Por lo tanto, gracias a investigaciones y proyectos de difusión de la riqueza biológica de éste lugar, se ha logrado hacer frente a ciertas amenazas y ampliar la protección de espacios naturales, como el del presente estudio.

AGRADECIMIENTOS

Gracias a mi familia y amigos por su apoyo incondicional durante el presente proyecto y por los ánimos recibidos.

REFERENCIAS

- 1 - Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (2006). *Formulario normalizado de datos de la RENPA, código:ES6170030*. Junta de Andalucía.
- 2 - García Raso J.E., Gofas S., Salas Casanova C., Manjón-Cabeza E., Urra J. & García Muñoz J.E. (2010). *El mar más rico de Europa: Biodiversidad del litoral occidental de Málaga entre Calaburras y Calahonda*. Sevilla, España: Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente.
- 3 - Jiménez, F. (5 de agosto de 2015). Repsol renuncia a buscar gas en la costa. *Sur, Diario de Málaga*. Recuperado de <http://www.diariosur.es/>
- 4 - Decreto Nº 153, por el que se declaran determinadas zonas especiales de conservación con hábitats marinos del litoral andaluz. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía, Sevilla, 7 de agosto de 2015.

Iberian river plumes behaviors by means of MODIS synoptic patterns

Diego Fernández-Nóvoa¹, Maite de Castro¹, Marisela Des¹, Renato Mendes²
& Moncho Gómez-Gesteira¹

¹ EPHYSLAB, Environmental PHYSics LABoratory, Facultad de Ciencias, Universidad de Vigo, 32004 Ourense, Spain

² CESAM, Physics Department, University of Aveiro, Aveiro 3810-193, Portugal

ABSTRACT

Plumes formed by the most important Iberian rivers (Minho, Douro, Tagus, Guadiana, Guadalquivir and Ebro) were characterized and compared between them through composites created from MODIS satellite images during 2003-2014. The main synoptic patterns of the plumes were obtained and analyzed to establish similar and different behaviors of plumes located in a common area. River discharge is the main driver for all Iberian plumes. Most of them respond immediately to river discharge fluctuations. Only Tagus and Guadalquivir plumes respond with lags of 2 and 3 days, respectively. Wind showed to be the secondary force. Atlantic Iberian plumes reached its maximum (minimum) extension under landward (seaward) winds whereas occurs the opposite situation for Ebro plume. Semidiurnal tidal cycle is also important for Atlantic plumes, all of them are larger and more turbid under low tides. Fortnightly tidal cycle also influences Tagus plume, which is larger and more turbid during and after spring tides. Tidal cycles not affect Ebro plume development, which is driven southwestward by the Liguro-Provençal current.

INTRODUCTION

River discharge into the ocean provokes the formation of a buoyant plume of low-salinity that can transport sediments, nutrients, organic material and pollutants of terrestrial environments along the adjacent seawater [1]. River plumes constitute the main bridge between land and ocean, exerting a key role in the areas under influence since they are capable to alter the physical, chemical and biological conditions of seawater. Therefore, knowledge and predictability of plumes are of great importance, and although salinity is the main tracer to track river plumes development, the characteristic ocean color matter originated from fresh water runoff presents a good correlation with the surface salinity [2]. In this sense, remote sensing data, such as MODIS imagery, have been widely tested and used for the analysis of turbid river plumes due to the spatial and temporal resolution provided [3, 4].

The Iberian Peninsula coast is an important environment with high primary production and numerous socio-economic activities (fishing, hunting, tourism, aquaculture...) developed in this area. Specifically, these activities are usually located near the mouth of the most important rivers, in the area influenced by their turbid plumes.

The goal of this study is to characterize and understand the development of the main important Iberian turbid plumes (Minho, Douro, Tagus, Guadiana, Guadalquivir and Ebro) under their main synoptic conditions. In spite of their relative geographic proximity, plumes can be affected in a different way by the forcing factors.

MATERIAL & METHODS

Iberian plumes images were obtained from MODIS sensor onboard Aqua and Terra satellites over the period 2003-2014. These ocean color products are available at NASA Ocean Color web site (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov>). L1A files were processed to L1B files through the version 7.1 of the SeaDAS software. L1B files were converted to the final L2 files using a methodology previously validated by [3] and [4].

The band centered at 645 nm (nLw645) was selected to develop this study due to the lower penetration depth into water, avoiding associated problems as bottom influence in shallow areas or turbidity associated to upwelling or re-suspension processes.

Daily nLw645 data from Aqua and Terra were merged and interpolated into a regular mesh with 500m of resolution (0.005° × 0.005°). Finally, imagery composites were constructed to represent the average situation of each plume under its main synoptic patterns in order to evaluate as the forcing drivers affect each plume.

To develop this analysis were necessary river discharge data (respective "Confederaciones Hidrográficas"), wind data (Climate Forecast System Reanalysis database, CFSR), and tidal data ("Puertos del Estado"), for each river plume.

RESULTS & DISCUSSION

All Iberian plumes are affected by river discharge, which is their main driver. Most of them respond immediately to

river discharge fluctuations, except Tagus and Guadalquivir plumes (with lags of 2 and 3 days respectively) due to the high water residence time of their large estuaries.

All river plumes show under medium-to-high river discharges, well developed plumes (turbidity forming a defined pattern in front of river mouth decreasing radially with distance). Guadalquivir and Ebro Rivers are able to form a well-developed plume even under low river flows. On the contrary, Minho and Douro plumes are negligible under these conditions. Tagus and Guadiana present an intermediate situation, with a visible but not completely developed plume.

All Iberian plumes are affected by wind (secondary driver) although with marked differences between Atlantic and Mediterranean coasts. All Atlantic plumes present the maximum (minimum) extension under landward (seaward) winds (Fig. 1 for Douro plume).

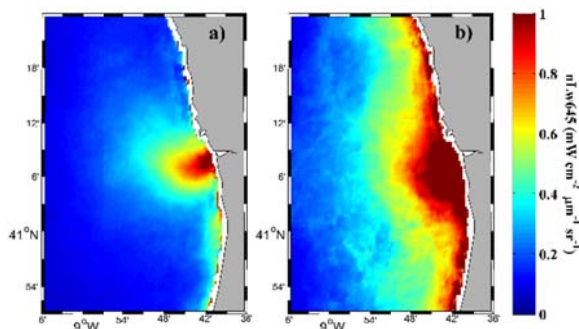


Fig. 1. Douro turbid plume under (a) seaward and (b) landward cross-shore winds.

The opposite behavior is observed in the Mediterranean coast. Ebro plume reaches its maximum (minimum) extension under seaward (landward) winds. This particular behavior is due to the effect of the Liguro-Provençal current, which tends to move the plume to the south along the coast.

Marked differences were also observed in tidal driving river plumes between the Atlantic and the Mediterranean coasts due to the microtidal regime of the Mediterranean Sea. All Atlantic Iberian plumes are affected by tide whereas tide has a negligible influence for Ebro plume. In addition, the semidiurnal cycle (low and high tides) affects Atlantic plumes in a similar manner. Plumes are larger and more turbid under low tide conditions because high tide limits the plumes spreading.

The fortnightly tidal cycle (spring and neap tides) only affects the Tagus plume in a significant manner due to the water residence time inside the estuary, which is large enough to enhance turbidity [5]. Tagus plume reaches its maximum (minimum) extension and turbidity during and after spring (neap) tides. This effect is explained by the higher ejection of material from the estuary to the ocean under spring tides.

The main forcing factors affecting Iberian plumes, described above, are summarized in Table 1.

Table 1. Main drivers affecting Iberian turbid plumes. Delay: time respond between plume development and river discharge. M (m): Maximum (minimum) plume extension. L (S): Landward (Seaward) winds. s (f): influence of the semidiurnal (fortnightly) tidal cycles.

Iberian plumes	Discharge (Delay)	Wind (M,m)	Tide	External current
Minho	(-)	(L, S)	(s)	✗
Douro	(-)	(L, S)	(s)	✗
Tagus	(2 days)	(L, S)	(s, f)	✗
Guadiana	(-)	(L, S)	(s)	✗
Guadalquivir	(3 days)	(L, S)	(s)	✗
Ebro	(-)	(S, L)	(-)	✓

ACKNOWLEDGMENTS

This work was partially supported by Xunta de Galicia (GRC2013-001) under projects “Programa de Consolidación e Estructuración de Unidades de Investigación Competitivas (Grupos de Referencia Competitiva)” co-founded by European Regional Development Fund (FEDER). D Fernández-Nóvoa has been supported by the Xunta de Galicia through the Plan galego de investigación, innovación e crecemento 2011-2015 (Plan I2C) in collaboration with the International Campus do Mar (PRE/2013/395).

REFERENCES

1 - González-Nuevo G & Nogueira E, 2014. Temporal and spatial variability of river plumes in the NW and N Iberian shelf (1987-2007). *Cont. Shelf Res.*, 91:95-108.

2 - Binding CE & Bowers DG, 2003. Measuring the salinity of the Clyde Sea from remotely sensed ocean color. *Estuar. Coast Shelf S.*, 57:605-611.

3 - Mendes R, Vaz N, Fernández-Nóvoa D, da Silva JBC, deCastro M, Gómez-Gesteira M & Dias JM, 2014. Observation of a turbid plume using MODIS imagery: The case of Douro estuary (Portugal). *Remote Sens. Environ.*, 154:127-138.

4 - Fernández-Nóvoa D, Mendes R, deCastro M, Dias JM, Sánchez-Arcilla A & Gómez-Gesteira M, 2015. Analysis of the influence of river discharge and wind on the Ebro turbid plume using MODIS-Aqua and MODIS-Terra data. *J. Marine Syst.*, 142:40-46.

5 - Valente AS & da Silva JCB, 2014. On the observability of the fortnightly cycle of the Tagus estuary turbid plume using MODIS ocean color images. *J. Marine Syst.*, 75:131-137.

Impacto de las condiciones oceanográficas en la dispersión de huevos y larvas de anchoa en el golfo de Vizcaya

Luis Ferrer, Ainhoa Caballero, Leire Ibaibarriaga, Andrés Uriarte, Agurtzane Urtizberea, Naroa Aldanondo, Anna Rubio, Unai Cotano & María Santos

AZTI-Investigación Marina, Herrera Kaia, Portualdea z/g, 20110 Pasaia, España

RESUMEN

El principal objetivo de este trabajo es analizar las condiciones oceanográficas existentes en el golfo de Vizcaya en 2008 y 2010 durante la puesta de huevos de anchoa y la dispersión de estos huevos y de las posteriores larvas hasta la edad de 40 días. Según los datos de las campañas BIOMAN MPDH (Método de Producción Diaria de Huevos), la producción de huevos en los años 2008 y 2010 fue bastante similar, siendo un 30% mayor en 2010. Sin embargo, hubo un gran contraste en el éxito del reclutamiento por biomasa reproductora, siendo éste de casi cinco veces mayor en 2010. Para la consecución del objetivo propuesto se ha dividido el trabajo en dos partes. En la primera parte, ya finalizada, se utilizó el modelo ROMS (Regional Ocean Modeling System) para la obtención de campos tridimensionales de corrientes, temperatura y salinidad. En la segunda parte, aún en desarrollo, se utilizará el modelo SOFT (Sediment, Oil spill and Fish Tracking model), conjuntamente con un modelo de puesta de huevos, para las simulaciones de dispersión. Los resultados preliminares muestran que las condiciones medioambientales en 2008 y 2010 fueron significativamente diferentes. En la primavera de 2008, las descargas de agua dulce de los ríos Loire, Gironde y Adour fueron más elevadas que en la primavera de 2010. Este hecho ha quedado reflejado en los campos de corrientes, temperatura y salinidad obtenidos con el modelo ROMS. Por lo tanto, es de esperar que la dispersión de huevos y larvas de anchoa a obtener con el modelo SOFT difiera considerablemente entre los dos años analizados.

INTRODUCCIÓN

La anchoa sostiene una valiosa pesquería en el golfo de Vizcaya que alcanzó su máximo en los años sesenta del pasado siglo [1], pero se hundió a mínimos históricos en la primera década de este siglo, cuando una serie de malos reclutamientos hizo decaer su población y llevó al cierre de la pesquería en 2005 [2]. Debido a que es una especie pelágica pequeña de vida corta, las fluctuaciones de biomasa son reflejo directo del éxito del reclutamiento que es determinado durante las fases larvares de esta especie, entre la puesta en primavera hasta los estadios juveniles de finales de verano [3,4,5,6,7,8,9]. La puesta de huevos se ubica en la parte sureste del golfo de Vizcaya en la desembocadura de los ríos Gironde y Adour [10]. Los huevos y larvas experimentan una deriva hacia el suroeste desde las zonas de puesta, ocupando más de la mitad sur del golfo de Vizcaya y la costa Cantábrica [7,9,11,12]. Muchos trabajos han explorado el papel de las condiciones medioambientales en la supervivencia de huevos y larvas [12,13]. Sin embargo, la influencia de la intensidad de la deriva de las larvas hacia el suroeste sobre la supervivencia es todavía un tema controvertido [5,6,7,8,12]. En este trabajo se analizan las condiciones oceanográficas en el golfo de Vizcaya y se modela desde un punto de vista numérico la dispersión de huevos y larvas de anchoa en los años 2008 y 2010, con el fin de evaluar diferentes hipótesis sobre el éxito del reclutamiento de esta especie.

MATERIAL Y MÉTODOS

En la primera parte de este trabajo se utilizó el modelo ROMS (Regional Ocean Modeling System) para estimar los campos tridimensionales de velocidad, temperatura y salinidad en la parte central y oriental del golfo de Vizcaya (43,2° N – 48° N, 6° W – 0,9° W) en los meses de abril a agosto de 2008 y 2010. La resolución horizontal del dominio de estudio fue de 2,2 km. Los campos atmosféricos y las condiciones de contorno para forzar ROMS fueron obtenidos de MeteoGalicia y del sistema IBIRYS (Iberian-Biscay-Irish ocean Reanalysis and Simulations), respectivamente. Las simulaciones de ROMS incluyeron las descargas de agua dulce de los ríos Loire, Gironde y Adour. En la segunda parte de este trabajo, aún en desarrollo, se simulará la dispersión de huevos y larvas utilizando el modelo SOFT (Sediment, Oil spill and Fish Tracking model). La puesta de huevos de cada año se basará en la distribución espacial observada durante la campaña BIOMAN MPDH (Método de Producción Diaria de Huevos) y la evolución temporal del pico de puesta derivada a partir del índice gonado-somático.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados preliminares muestran que las condiciones medioambientales en 2008 y 2010 fueron diferentes. Las descargas de agua dulce de los ríos Loire, Gironde y Adour

fueron más elevadas en 2008 que en 2010. Asimismo, los datos de las campañas BIOMAN MPDH muestran que la producción total de huevos estimada para 2010 (Fig. 1) fue 1,3 veces superior que la estimada para 2008, siendo también mayor su cobertura espacial. La evolución mensual del índice gonado-somático indica que la puesta de huevos comienza en abril y finaliza en julio, alcanzando su máxima intensidad durante mediados de mayo.

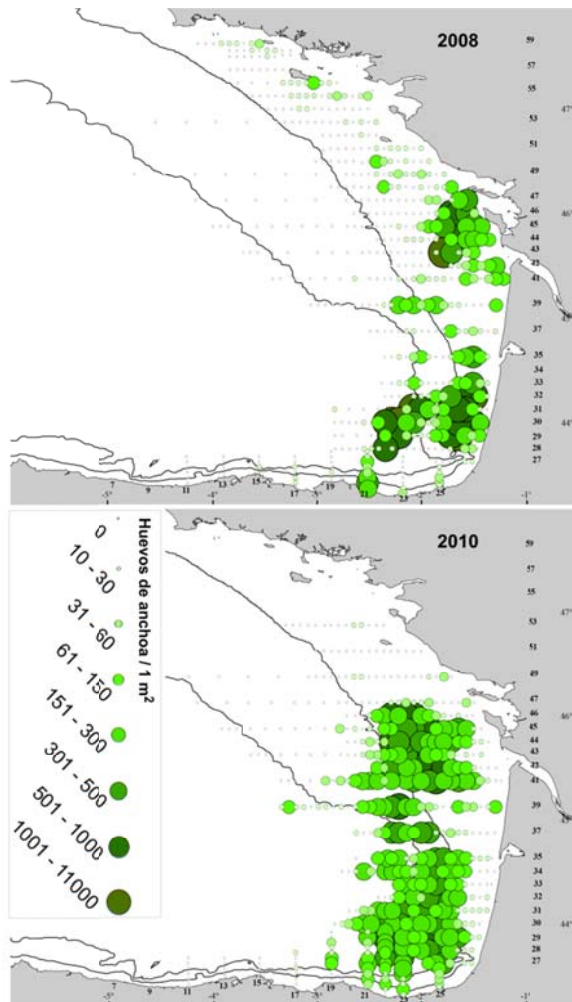


Fig. 1. Distribución de huevos de anchoa estimada a partir de los datos de la campaña BIOMAN MPDH: 2008 (imagen superior) y 2010 (imagen inferior).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación del Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España a través del proyecto MESOANCHOA (CTM2013-45423-R) del Plan Estatal de Investigación Científica y Técnica y de Innovación 2013–2016, y del Departamento de Desarrollo Económico y Competitividad del Gobierno Vasco.

REFERENCIAS

1 - Uriarte A, Prouzet P & Villamor B, 1996. Bay of Biscay and Ibero Atlantic anchovy populations and their fisheries. *Sci. Mar.*, 60 (Supl. 2): 237–255.

2 - ICES, 2014. Report of the Working Group on Southern Horse Mackerel, Anchovy and Sardine (WGHANSA), 20–25 June 2014, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:16, 599 pp.

3 - Borja Á, Uriarte A, Valencia V, Motos L & Uriarte Ad, 1996. Relationships between anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) recruitment and the environment in the Bay of Biscay. *Sci. Mar.*, 60 (Supl. 2): 179–192.

4 - Borja Á, Uriarte A, Egaña J, Motos L & Valencia V, 1998. Relationships between anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment and environment in the Bay of Biscay (1967–1996). *Fish. Oceanogr.*, 7 (3–4): 375–380.

5 - Allain G, Petitgas P, Lazure P, Grellier P, 2007. Biophysical modelling of larval drift, growth and survival for the prediction of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment in the Bay of Biscay (NE Atlantic). *Fish. Oceanogr.*, 16 (6): 489–505.

6 - Irigoien X, Fiksen Ø, Cotano U, Uriarte A, Álvarez P, Arrizabalaga H, Boyra G, Santos M, Sagarminaga Y, Otheguy P, Etxebeste E, Zarauz L, Artetxe I & Motos L, 2007. Could Biscay Bay Anchovy recruit through a spatial loophole? *Prog. Oceanogr.*, 74 (2–3): 132–148.

7 - Cotano U, Irigoien X, Etxebeste E, Álvarez P, Zarauz L, Mader J & Ferrer L, 2008. Distribution, growth and survival of anchovy larvae (*Engraulis encrasicolus* L.) in relation to hydrodynamic and trophic environment in the Bay of Biscay. *J. Plankton Res.*, 30 (4): 467–481.

8 - Aldanondo N, Cotano U, Tiepolo M, Boyra G & Irigoien X, 2010. Growth and movement patterns of early juvenile European anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) in the Bay of Biscay based on otolith microstructure and chemistry. *Fish. Oceanogr.*, 19 (3): 196–208.

9 - Boyra G, Martínez U, Cotano U, Santos M, Irigoien X & Uriarte A, 2013. Acoustic surveys for juvenile anchovy in the Bay of Biscay: abundance estimate as an indicator of the next year's recruitment and spatial distribution patterns. *ICES J. Mar. Sci.*, 70 (7): 1354–1368.

10 - Motos L, Uriarte A & Valencia V, 1996. The spawning environment of the Bay of Biscay anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.). *Sci. Mar.*, 60 (Supl. 2): 117–140.

11 - Uriarte A, Sagarminaga Y, Scalabrin C, Valencia V, Cermeño P, de Miguel E, Gómez Sánchez JA & Jiménez M, 2001. Ecology of anchovy juveniles in the Bay of Biscay 4 months after peak spawning: Do they form part of the plankton? *ICES CM 2001/W:20*, 45 pp.

12 - Irigoien X, Cotano U, Boyra G, Santos M, Álvarez P, Otheguy P, Etxebeste E, Uriarte A, Ferrer L & Ibaibarriaga L, 2008. From egg to juvenile in the Bay of Biscay: spatial patterns of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment in a non-upwelling region. *Fish. Oceanogr.*, 17 (6): 446–462.

13 - Allain G, Petitgas P, Grellier P & Lazure P, 2003. The selection process from larval to juvenile stages of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) in the Bay of Biscay investigated by Lagrangian simulations and comparative otolith growth. *Fish. Oceanogr.*, 12 (4–5): 407–418.

An updated checklist of Sipuncula of the Iberian Peninsula

Luis Ferrero-Vicente* & José L. Sánchez-Lizaso

¹ Universidad de Alicante, Dpto. Ciencias del Mar y Biología Aplicada. * lmferrero@ua.es

ABSTRACT

This paper provide an updated checklist and summarize the information on sipunculans recorded in the adjacent waters of the Iberian Peninsula to this day. There are a total of 40 species and subspecies present in Iberian waters which represent 26% of the total known species, which is a high diversity, in comparison with other geographical areas.

INTRODUCTION

The objective of this paper is to provide an updated checklist and summarize the information on sipunculans recorded in the adjacent waters of the Iberian Peninsula until now. Last checklist of Iberian sipunculans was gathered in 1993 [1], including 36 species.

MATERIAL & METHODS

The species list and information provided are based on previous manuscripts up to 2016, mostly [1,2,3]. Valid taxa names are according to “World Register of Marine Species” [4]. Family names according to Kawauchi *et al.* [5].

CHECKLIST OF SIPUNCULA OF THE IBERIAN PENINSULA

Phylum *SIPUNCULA* Sedgwick, 1898
 Class *SIPUNCULIDEA* Gibbs & Cutler, 1987
 Order *SIPUNCULIFORMES* Gibbs & Cutler, 1987
 Family *SIPUNCULIDAE* Rafinesque, 1814
Sipunculus (Sipunculus) norvegicus Danielssen, 1869
Sipunculus (Sipunculus) nudus Linnaeus, 1766
 Order *GOLFINGIIFORMES* Gibbs & Cutler, 1987
 Family *GOLFINGIIDAE* Stephen & Edmons, 1972
Golfingia (Golfingia) elongata (Keferstein, 1862)
Golfingia (Golfingia) iniqua (Sluiter, 1912)
Golfingia (Golfingia) muricaudata (Southern, 1913)
Golfingia (Golfingia) margaritacea (Sars, 1851)
Golfingia (Golfingia) vulgaris (de Blainville, 1827)
Nephasoma (Nephasoma) abyssorum (Koren & Danielssen, 1876)
Nephasoma (Nephasoma) capilleforme (Murina, 1973)
Nephasoma (Nephasoma) confusum (Sluiter, 1902)
Nephasoma (Nephasoma) constricticervix (Cutler, 1969)
Nephasoma (Nephasoma) constrictum (Southern 1913)
Nephasoma (Nephasoma) diaphanes corrugatum (Cutler & Cutler, 1986)
Nephasoma (Nephasoma) diaphanes diaphanes (Gerould, 1913)
Nephasoma (Nephasoma) flagrifera (Selenka, 1885)

Nephasoma (Nephasoma) lilljeborgi (Danielssen & Koren, 1880)
Nephasoma (Nephasoma) minutum (Keferstein, 1862)
Nephasoma (Nephasoma) rimicola (Gibbs, 1973)
Nephasoma (Nephasoma) wodjanizkii (Murina, 1973)
Thysanocardia procera (Möbius, 1875)
Phascolion (Montuga) lutense Selenka, 1885
Phascolion (Montuga) pacificum Murina, 1957
Phascolion (Isomya) tuberculosum Théel, 1875
Phascolion (Phascolion) caupo Hendrix, 1975
Phascolion (Phascolion) strombus (Montagu, 1804)
Onchnesoma magnibathum Cutler, 1969
Onchnesoma squamatum (Koren & Danielssen, 1875)
Onchnesoma steenstrupii Koren & Danielsen, 1876

Class *PHASCOLOSOMATIDEA* Gibbs & Cutler, 1987

Order *PHASCOLOSOMATIFORMES* Gibbs & Cutler, 1987

Family *PHASCOLOSOMATIDAE* Stephen & Edmons, 1972

Phascolosoma (Fisherana) capitatum (Gerould, 1913)
Phascolosoma (Phascolosoma) agassizii Keferstein, 1866
Phascolosoma (Phascolosoma) granulatum Leuckart, 1828
Phascolosoma (Phascolosoma) stephensoni (Stephen, 1942)
Phascolosoma (Phascolosoma) turnerae Rice, 1985
Apionsoma (Apionsoma) murinae murinae (Cutler, 1969)
Apionsoma (Apionsoma) murinae bilobatae (Cutler, 1969)

Family *ASPIDOSIPHONIDAE* De Quatrefages, 1865
Aspidosiphon (Akrikos) mexicanus (Murina, 1967)
Aspidosiphon (Akrikos) zinni Cutler, 1969
Aspidosiphon (Aspidosiphon) muelleri Diesing, 1851
Aspidosiphon (Aspidosiphon) misakiensis Ikeda, 1904

Family *SIPHONOSOMATIDAE* Kawauchi, Sharma & Giribet, 2012
Siphonosoma arcassonense (Cuènot, 1922)

RESULTS & DISCUSSION

There are a total of 40 species and subspecies present in Iberian waters (27 in the Mediterranean coast and 32 in the Atlantic), which represents ~26% of the total known species. This is a relatively high diversity compared to other geographical areas. These figures suggest a high degree of knowledge on this taxon in the Iberian Peninsula.

Regarding the substratum they inhabit, 87% of total species are usually found in soft sediment, 34% in the case of hard substrata (21% in coral skeletons or vermetid reefs) and 15% in seagrass beds. A total of 6 species (16%) are usual shell/tube-dwellers and 3 more species occasionally use this resource as shelter.

With regard to their vertical distribution, 21 species (55%) are exclusive or at least they have presence in waters of the continental shelf, whereas 17 species (45%) are confined to bathyal and abyssal bottoms.

Table 1. Species info.

Species	Area	Depth	Occurrence	Substrata	Shelter
<i>Apionsoma murinae</i>	Atl, Med	Cont, Bath	***	S, H (rare)	—
<i>Aspidosiphon mexicanus</i>	Med	Cont, Bath	*	S, H, Sg	—
<i>Aspidosiphon muelleri</i>	Atl, Med	Cont, Bath	****	S, H, Sg	Empty shells and tubes
<i>Aspidosiphon misakiensis</i>	Med	Cont	***	H, Sg, Cor, Ver	—
<i>Aspidosiphon zinni</i>	Atl	Bath	*	S	—
<i>Golfingia elongata</i>	Atl, Med	Cont, Bath	**	S, H (rare), Sg (rare)	—
<i>Golfingia iniqua</i>	Atl	Bath	*	S	—
<i>Golfingia margaritacea</i>	Atl, Med	Cont, Bath, Abyss	**	S, H (rare)	—
<i>Golfingia muricaudata</i>	Atl	Bath, Abyss	*	S	—
<i>Golfingia vulgaris</i>	Atl, Med	Cont, Bath	****	S, H, Cor, Ver	—
<i>Nephasoma abyssorum</i>	Atl, Med	Bath, Abyss	**	S	Empty shells and tubes (rare)
<i>Nephasoma capilleforme</i>	Atl, Med	Bath, Abyss	**	S	—
<i>Nephasoma confusum</i>	Med	Bath, Abyss	*	S	—
<i>Nephasoma constricticervix</i>	Atl, Med	Bath	*	S	—
<i>Nephasoma) constrictum</i>	Atl, Med	Cont, Bath	**	S, H, Cor	Empty shells and tubes
<i>Nephasoma diaphanes</i>	Atl, Med	Bath, Abyss	****	S, H, Cor	Empty shells and tubes (rare)
<i>Nephasoma lilljeborgii</i>	Atl	Cont, Bath	*	S	—
<i>Nephasoma flagriferum</i>	Atl	Abyss	*	S	—
<i>Nephasoma minutum</i>	Atl	Cont	*	H, S	—
<i>Nephasoma rimicola</i>	Atl, Med	Cont, Bath	*	S, Sg, H	—
<i>Nephasoma wodjanizkii</i>	Atl	Bath	*	S	—
<i>Onchnesoma magnibathum</i>	Atl	Abyss	*	S	—
<i>Onchnesoma squamatum</i>	Atl	Bath	*	S	—
<i>Onchnesoma steenstrupii</i>	Atl, Med	Cont, Bath	***	S, H (rare), Sg (rare)	—
<i>Phascolion caupo</i>	Atl, Med	Cont, Bath	***	S	Empty shells and tubes
<i>Phascolion lutense</i>	Atl	Bath	*	S	Empty tubes (rare)
<i>Phascolion pacificum</i>	Atl	Bath, Abyss	***	S	Empty shells and tubes
<i>Phascolion strombus</i>	Atl, Med	Cont, Bath	****	S, H (rare), Sg (rare)	Empty shells and tubes
<i>Phascolion tuberculosum</i>	Atl, Med	Cont, Bath	***	S, H, Sg	Empty shells and tubes
<i>Phascolosoma cf. agassizii</i>	Med	Cont	*	H, S (rare), Cor	—
<i>Phascolosoma capitatum</i>	Atl	Bath	**	S, Cor	—
<i>Phascolosoma granulatum</i>	Atl, Med	Cont	****	H, S, Cor, Ver	—
<i>Phascolosoma stephensoni</i>	Med	Cont	****	H, Sg, Cor, Ver	—
<i>Phascolosoma turnerae</i>	Med	Bath, Abyss	**	S, Dw, Cc	—
<i>Siphonosoma arcaissonense</i>	Atl	Cont	*	S	—
<i>Sipunculus norvegicus</i>	Atl, Med	Bath	***	S	—
<i>Sipunculus nudus</i>	Atl, Med	Cont	****	S, H (rare)	—
<i>Thysanocardia procerca</i>	Atl, Med	Cont, Bath	***	S, H (rare), Sg (rare)	—

Area (Atl=Atlantic; Med=Mediterranean); Depth (Cont=Continental shelf; Bath=Bathyal; Abyss=Abyssal); Occurrence (*=very rare; **=rare; ***=common; ****=very common); Substrata (S=Soft; H=Hard; Sg=Seagrass bed; Cor=Coral skeleton; Ver=Vermetid reef; Dw=Decaying wood; Cc=Carbonate crust).

REFERENCES

- 1 - Saiz-Salinas JI, 1993. Sipuncula. In: *Fauna Ibérica*, v. 4. Ramos MA *et al.* (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 200 pp.
- 2 - Ferrero-Vicente LM, 2014. Distribution and ecology of soft-bottom Sipuncula from the western Mediterranean Sea. University of Alicante. PhD Thesis. 143 pp.
- 3 - Ferrero-Vicente LM, Saiz-Salinas JI, Açik S & Sánchez-Lizaso JL, 2016. Guide to the MEDITERRANEAN SIPUNCULANS. Publicacions de la Universitat D'Alacant. 112 pp.
- 4 - WoRMS, 2004. Sipuncula. In: Saiz, J. (2016) World Sipuncula database. Accessed through: World Register of Marine Species at <http://www.marinespecies.org> on 2016-04-13.
- 5 - Kawachi GY, Sharma, PP & Giribet, G, 2012. Sipunculan phylogeny based on six genes, with a new classification and the descriptions of two new families. *Zoologica Scripta*, 41(2):186-210.

A new illustrated guide to identify Mediterranean sipunculans

Luis Ferrero-Vicente^{1*}, Jose I. Saiz-Salinas², Sermin Açık³ & José L. Sánchez-Lizaso¹

¹ Universidad de Alicante, Dpto. Ciencias del Mar y Biología Aplicada. * lmferrero@ua.es

² Universidad del País Vasco, Dpto. Zoología y Biología Celular Animal

³ Dokuz Eylül University, Institute of Marine Sciences and Technology

ABSTRACT

Here we present “Guide to the MEDITERRANEAN SIPUNCULANS” (© Publicacions de la Universitat D’Alacant, 2016) [1], a guide to their identification. This book introduces us to the little known group of sipunculans or peanut worms, focusing on the Mediterranean species. The authors are sipunculan specialists, well acquainted with the biology, ecology and systematics of these organisms. The guide has been prepared with scientific rigor and contains updated information on the topic. It contains valuable information on the ecology and biology of the 37 species and subspecies of sipunculans present in the Mediterranean Sea, as well as an identification key, species info, distribution maps and numerous photographs of their external and internal anatomy, delving into those characteristics and structures useful for their correct identification. The illustrations and information here included constitute a helpful tool for marine biology students, naturalists and marine taxonomy specialists.

INTRODUCTION

Sipunculans, commonly known as peanut worms, are a group of exclusively marine benthic organisms. They are protostomic, coelomate, unsegmented bilaterally symmetric invertebrates. Since the mid-twentieth century Sipuncula was considered an independent phylum [2,3,4], but nowadays this status is unclear and recent genetic studies would place the group within the phylum Annelida in a clade yet to be determined [5,6]. Sipunculans are likely to be placed in their own class in Annelida due to their distinctive features; e.g. lack of segmentation, U-shaped digestive tube and a sipunculan-specific larva (pelagospheara). From this perspective, in the present work no particular taxonomic rank has been assigned them.

Nowadays, the sipunculans remain a group of little known and scarcely studied animals. This is mainly due to a lack of specialists (no more than 20 worldwide) and difficulties in species identification, since a detailed dissection is often required to clarify the details of their internal anatomy. Dissection is a difficult technique that requires skills and training, since most of the specimens are just a few mm in length. Moreover there is a lack of specific teaching materials. Although a few monographs aid in identification [7,8,9] the information included is insufficiently illustrated, which is always a major problem.

There are thus large gaps in the knowledge of this taxon. Unfortunately, most sipunculans collected in macrobenthic studies are not identified further than Phylum level, except for a few common species. This guide provides the advice and guidance needed to establish a proper identification of the different taxa of this group present in the Mediterranean Sea, as well as useful ecological and zoogeographical data.

Each species file (Fig. 2) contains a “Description” of the species morphology and information on “Distribution and ecology”, as well as “Taxonomic remarks” or “Possible

misidentifications” where appropriate. It also contains photographs of their external anatomy and structures of interest to their identification (Fig. 3).

In addition to an identification key (Fig. 1) the guide contains updated information on distribution and ecology of the 37 species and subspecies of sipunculans present in the Mediterranean Sea, details about their external and internal morphology and information regarding alien species, sensitivity to environmental changes, external examination and dissection procedure.

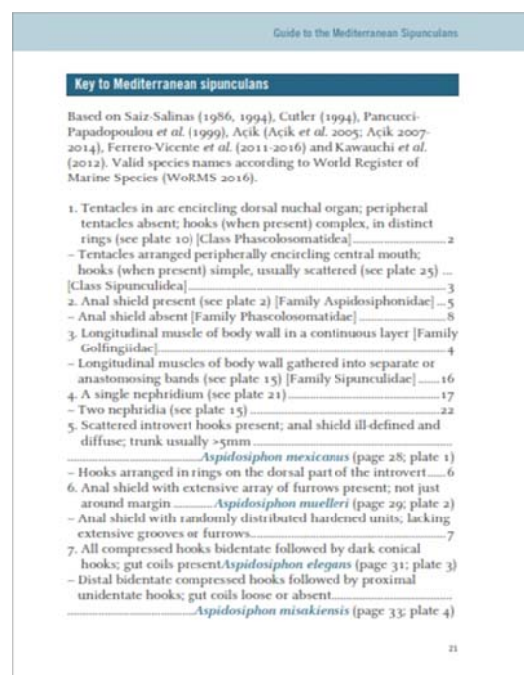


Fig. 1. Identification key (© Publicacions de la Universitat D’Alacant).

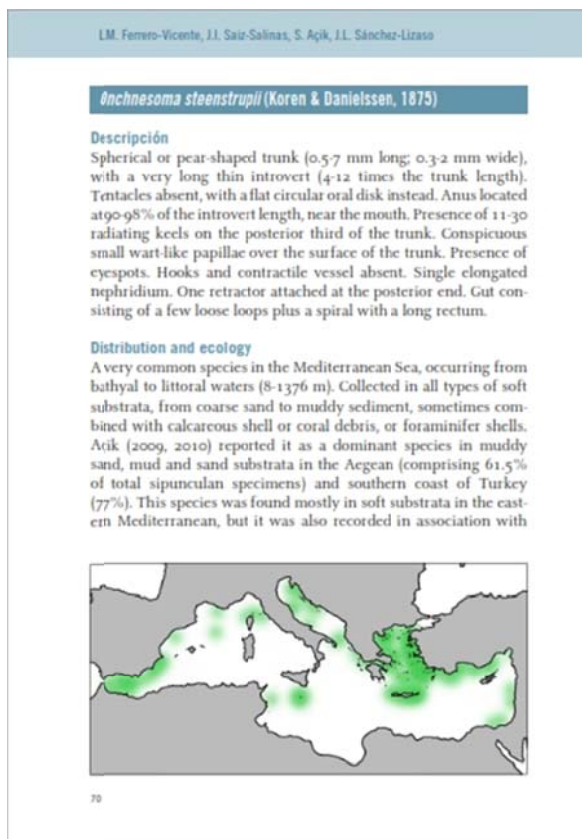


Fig. 2. Species file of *Onchesoma steenstrupii* (© Publicacions de la Universitat D'Alacant).

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to all the people providing specimens or photographs to elaborate the guide. These include Harlan Dean, Monika Kędra, Ariadna Mecho and Anastasya Maiorova, as well as the journals and institutions *Cahiers de Biologie Marine*, *Zoological institute of RAS*, *Zootaxa*, *Museum of Comparative Zoology (Harvard University)*, *Marine Biodiversity Records* and *Turkish Journal of Zoology*.

REFERENCES

1- Ferrero-Vicente LM, Saiz-Salinas JI, Açık S & Sánchez-Lizaso JL, 2016. Guide to the MEDITERRANEAN SIPUNCULANS. Publicacions de la Universitat D'Alacant. 112 pp.

2 - Hyman LH, 1959. The Invertebrates, Smaller Coelomate Groups. McGraw-Hill, New York, 783 pp.

3 - Stephen AC, 1964. A revision of the classification of the phylum Sipuncula. *Annals and Magazine of Natural History*, 7(13):457-462.

4 - Clark LB, 1969. Systematics and phylogeny: Annelida, Echiura and Sipuncula. In: *Chemical zoology*. M. Frorkin & B.T. Scheer, eds., London: Academic Press, pp. 1-62.

5 - Struck TH, Schult N, Kusen T *et al.*, 2007. Annelid phylogeny and the status of Sipuncula and Echiura. *BMC evolutionary biology*, 7(1):57.

6 - Dordel J, Fisse F, Purschke G & Struck TH, 2010. Phylogenetic position of Sipuncula derived from multi-gene and phylogenomic data and its implication for the evolution of segmentation. *JZSER*, 48(3):197-207.

7 - Saiz-Salinas JI, 1993. Sipuncula. In: *Fauna Ibérica*, v. 4. Ramos MA *et al.* (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 200 pp.

8 - Cutler EB, 1994. The Sipuncula: their systematics, biology, and evolution. Cornell University Press.

9 - Pancucci-Papadopoulou MA, Murina VV & Zenetos A, 1999. The Phylum Sipuncula in the Mediterranean Sea. Athens: National Center for Marine Research. 109 pp.



Fig. 3. Plate of *Golfingia vulgaris* (© Ferrero-Vicente)

In situ community N₂ fixation rates of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: temporal and spatial variability

Pere Ferriol¹, Nona S.R. Agawin¹, Eva Sintès² & Gabriel Moyà¹

¹ Interdisciplinary Ecology Group, Biology Department, Universitat de les Illes Balears, 07122 Palma, Spain

² Department of Marine Biology, University of Vienna, Althanstrasse 14, 1090 Vienna, Austria

ABSTRACT

First estimates of N₂ fixation activities associated with the phyllosphere of *P. oceanica* in the Mediterranean Sea were as high as 15.2 mg N m⁻² d⁻¹, which is higher than most rates reported in the phyllosphere of tropical seagrasses. These rates can potentially supply the total N demand of *P. oceanica* and can contribute significantly to the N budget in the Mediterranean Sea. To support these important ecological importance of N₂ fixation in *P. oceanica* beds, wider spatial and temporal scope are needed. Here we show through wider spatial and temporal studies that the rates vary interannually, seasonally and spatially. In a specific site in Mallorcan waters (Alcanada, Alcudia Bay), the above-ground whole community *in situ* N₂-fixation rates of *P. oceanica* ranged from 59-1515 µg N m⁻² d⁻¹ and based on correlative analyses, showed a significant (p < 0.05) exponential fit with temperature (r²=0.99), positively linearly correlated with epiphytic biomass on the leaves (r²=0.89) and water column total N concentration (r²=0.93), but negatively correlated with water column chlorophyll concentration (r²=0.89). We also calculated here how much can N₂ fixation contribute to the total N demand of *P. oceanica* along the year.

Molecular characterization of a scytonemin-producing microbial mat from Canary Islands

Pere Ferriol¹, Francisco J. Toledo-Marante², Gabriel Moyà¹ & Nona S.R. Agawin¹

¹ Interdisciplinary Ecology Group, Biology Department, Universitat de les Illes Balears, 07122 Palma, Spain

² Grupo de Tecnología Química y Desarrollo Sostenible, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017, Spain

ABSTRACT

Microbial mats are multilayered microbial communities usually growing in environments with extreme conditions, such as intertidal flats, hypersaline ponds or hot springs. Cyanobacteria form the top layer of microbial mats where they produce and accumulate the extracellular pigment, scytonemin, to protect themselves from UV irradiation. To date, the intertidal microbial mat community, particularly the scytonemin-producing cyanobacteria, from Canary Islands, has not been studied. In this work, we study the scytonemin-producing cyanobacterial community from the intertidal zone at a site in Las Palmas de Gran Canaria, by PCR amplification of *scyC* gene (encoding a protein involved in the biosynthesis of scytonemin) and phylogenetic analysis using 16S rDNA gene cloning and sequencing. The *scyC* gene was amplified from all samples. The phylogenetic analysis of a clone library of 16S amplicons from two samples revealed that pseudanabaenacean cyanobacteria related to the genus *Phormidesmis* were more abundant. The presence of these pseudanabaenacean cyanobacteria along with other Nostocales and Chroococcales was confirmed through both optical and electron microscope observations. Also, pure scytonemin and reduced scytonemin were isolated from these samples and both compounds were identified by ¹H-NMR and MS.

Analysis of the effect of coastal circulation on phytoplankton size structure using field data and modelling

Joan S. Font-Muñoz¹, Antoni Jordi¹, Idan Tuval¹, Jorge Arrieta¹, Sílvia Anglès¹ & Gotzon Basterretxea¹

¹ Institut Mediterrani d'Estudis Avançats, IMEDEA (UIB-CSIC), Esporles, Mallorca, Spain

ABSTRACT

Phytoplankton size structure has a profound effect on the ecology of aquatic environments and, cumulatively, may impact biogeochemical cycling at the global scale. Here we present results of a coastal study where spatial variations in phytoplankton size-structure are analyzed. We use a new methodology that combines simultaneous measures obtained with a laser in situ scattering and transmissometry instrument (LISST) and fluorescence profiles to assess the size-structure of phytoplankton *in situ*. Our results show spatial variations in the dominant size of phytoplankton associated with coastal circulation patterns at relatively large scales (1–10 km). We compare the measured variations with the simulated preferential concentration patterns obtained with a numerical model to assess the role of advection by ocean currents. This physical preferential concentration mechanism has important ecological impacts from the phytoplankton level to the whole ecosystem.

INTRODUCTION

Phytoplankton consists of heterogeneous and phylogenetically diverse microscopic organisms with a cell size ranging from 0.02 to 200 μm [1]. Traditionally, microphytoplankton cell sizes have been measured using light microscopy. However, this methodology is very limited for obtaining an accurate description of the large diversity existing in phytoplankton cell sizes or for assessing rapid variations in time. This is particularly true in coastal ecosystems where phytoplankton dynamics are highly variable and affected by several factors, both natural and anthropogenic [2].

Here we analyze the interplay between biological and physical processes at shaping phytoplankton size structure at relatively large scales (1–10 km). The study was carried out in the inner part of the Palma Bay (Mallorca Island, Mediterranean Sea). We use combined data of fluorescence and laser in situ scattering and transmissometry (LISST) to depict the size-spectrum of microphytoplankton. A new data analysis method is used to extract the phytoplankton signal from the suspended particle size distribution provided by the LISST [3]. This new method is based on the canonical correlation analysis (CCA) [4]. The results of the field data are compared with a preferential concentration particle model to assess the effect of coastal hydrodynamics on phytoplankton size structure.

MATERIAL & METHODS

Field profiles of particle size distribution and fluorescence were measured in the inner part of Palma Bay. A grid of 37 stations was sampled twice, on June 16-17th and on September 25-26th 2009. At each station a LISST-100X (Sequoia) and a Seabird-25 CTD equipped with a Cyclops-7 fluorometer (Turner Designs) attached to a single frame were lowered to the seafloor at low speed ($\sim 0.3 \text{ m s}^{-1}$). The

phytoplankton size structure and abundance was separated from the particle size distribution using a CCA along with the chlorophyll concentration [3]. Ocean horizontal currents were recorded underway with a 1200 kHz RDI Workhorse Sentinel acoustic Doppler current profiler (ADCP) during each survey [5].

To assess the influence of hydrodynamics in the size distribution of microphytoplankton we used a preferential concentration model that takes into account the physical interaction between passive particles and the measured near-surface (horizontal) ocean currents. We considered phytoplankton cells as passive particles because we were interested in the effect of advection.

RESULTS & DISCUSSION

Prior to field sampling, we tested the performance of the CCA method for separating phytoplankton from other non-fluorescence particles with a series of synthetic laboratory samples generated by mixing cultured phytoplankton cells and natural sediments with grain sizes within the size range of phytoplankton. The method yield reliable estimation of the algal fraction allowing the discrimination of phytoplankton size distribution when algal cells constituted more than 25% of total suspended particulate matter. Uncertainties arose at very turbid waters and when samples were composed by two phytoplankton species with very different contribution to chlorophyll in terms of cell size. Nevertheless, high turbidity waters are very exceptional at the sampling site, therefore the CCA methodology is expected to provide good results throughout our surveys.

During the surveys, the highest abundances of phytoplankton were distributed in two size ranges: $11.91 \pm 3.24 \mu\text{m}$ and $30.23 \pm 5.58 \mu\text{m}$ for the June survey, and

$12.28 \pm 3.65 \mu\text{m}$ and $30.88 \pm 6.29 \mu\text{m}$ for the September one. Figure 1 shows the spatial distribution of phytoplankton in these two size ranges and the ocean currents at 5 m depth for the two surveys. In the June survey, both phytoplankton size ranges were mainly distributed near the coast in the western side. The alongshore flow direction in this area suggests phytoplankton advection from Palma Harbor to the east. In addition, currents developed an anticyclonic gyre structure as a consequence of the strong wind event three days before the survey. Interestingly, the large phytoplankton size range was almost absent inside the gyre in contrast to the small size range. In the September survey, both phytoplankton size ranges displayed a very distinct distribution. Small size ranges were widely distributed in the eastern side while large size ranges were localized near the coast close to the Palma Harbor.

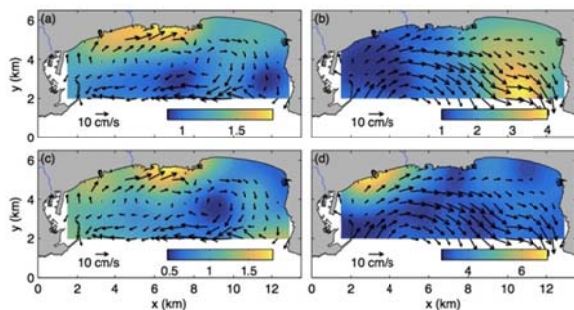


Fig. 1. Near-surface distributions of (a, b) currents (vectors, cm s^{-1}) and smaller phytoplankton size range (colors, $10^5 \text{ cells m}^{-3}$) and (c, d) currents (vectors, cm s^{-1}) and larger phytoplankton size range (colors, $10^4 \text{ cells m}^{-3}$) for the (a, c) June and (b, d) September surveys.

Fig. 2 compares the measured preferential concentration areas with the model results. During the June survey, measured small cells were preferentially found inside the anticyclonic gyre and near the coastal areas of the eastern side and in front of Gros Torrent. Model results were consistent with the measurements on the location of small cells inside the gyre. Since the model only simulates advection of passive phytoplankton cells, the potential influence of biological processes is not considered. Nevertheless, the agreement in the center of the domain was very high ($r = 0.83$, $p < 0.001$). In the September survey, small cells were preferentially found in the southeastern part of the domain. The model displayed a similar preferential concentration area, although the maximum probability was slightly displaced to the north. The correlation between observed and simulated fields was also very high ($r = 0.81$, $p < 0.001$).

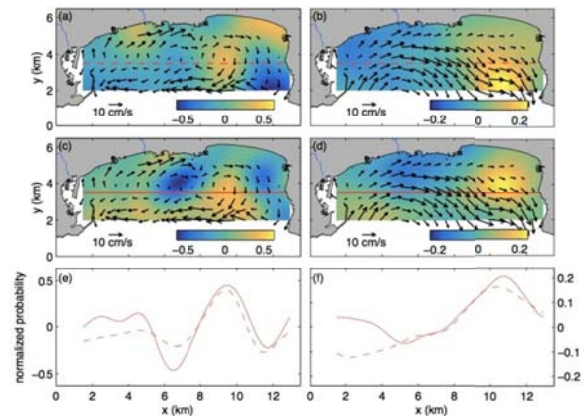


Fig. 2. Near-surface distributions of currents (vectors, cm s^{-1}) and preferential concentration areas (colors, dimensionless) for (a, b) measurements and (c, d) model results during the (a, c) June and (b, d) September surveys. (e, f) Comparison of the measured (dashed red line) and model (red line) preferential concentration along the red line in (a, b, c, d) during the (e) June and (f) September surveys.

Our results show significant differences in the size structure and spatial distribution of phytoplankton cells associated with the circulation patterns. The preferential concentration model confirms that these differences in phytoplankton are largely explained by the physical advection of phytoplankton cells by the ocean currents, especially in areas away from coastal nutrient inputs.

REFERENCES

- 1 - Sieburth, J. M., Smetacek, V. & Lenz, J. 1978 Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.* 23, 1256–1263.
- 2 - Babin, M. 2003 Variations in the light absorption coefficients of phytoplankton, nonalgal particles, and dissolved organic matter in coastal waters around Europe. *J. Geophys. Res.* 108.
- 3 - Font-Muñoz, J. S., Jordi, A., Angles, S. & Basterretxea, G. 2015 Estimation of phytoplankton size structure in coastal waters using simultaneous laser diffraction and fluorescence measurements. *J. Plankton Res.* 37, 740–751.
- 4 - Hotelling, H. 1936 Relations between two sets of variates. *Biometrika* 28, 321–377.
- 5- Jordi, A., Basterretxea, G. & Wang, D. P. 2011 Local versus remote wind effects on the coastal circulation of a microtidal bay in the Mediterranean Sea. *J. Mar. Syst.* 88, 312–322.

Cyclic thermal behavior associated to the degassing process at El Hierro submarine volcano, Canary Islands.

Eugenio Fraile-Nuez¹, J. Magdalena Santana-Casiano² & Melchor González-Dávila²

¹ Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias, Santa Cruz de Tenerife, 38180, Spain.

² Instituto de Oceanografía y Cambio Global, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria, 35017, Spain.

ABSTRACT

One year after the ceasing of magmatic activity in the shallow submarine volcano of the island of El Hierro, significant physical-chemical anomalies produced by the degassing process as: (i) thermal anomalies increase of +0.44 °C, (ii) pH decrease of -0.034 units, (iii) total dissolved inorganic carbon, C_T increase by +43.5 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ and (iv) total alkalinity, A_T by +12.81 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ were still present in the area. These evidences highlight the potential role of the shallow degassing processes as a natural ecosystem-scale experiments for the study of significant effects of global change stressors on marine environments. Additionally, thermal time series obtained from a temporal yo-yo CTD study, in isopycnal components, over one of the most active points of the submarine volcano have been analyzed in order to investigate the behavior of the system. Signal processing of the thermal time series highlights a strong cyclic temperature period of 125-150 min at 99.9% confidence, due to characteristic time-scales revealed in the periodogram. These long cycles might reflect dynamics occurring within the shallow magma supply system below the island of El Hierro.

INTRODUCTION

Cyclic behavior has been recognized at a number of open-vent volcanoes around the world. Pulsatory patterns in both, degassing and in the behavior of active lava lakes [1], has been observed. However, the processes underlying such activity remain uncertain.

High-time resolution thermal image data-sets recorded at Etna, Stromboli and Kilauea volcano retrieved cycles that vary within similar time windows, grouped into three main classes: (i) cycles with periods <15 s related to Sharp pulses in the thermal signal (gas puff/discrete strombolian explosions [2]), (ii) periods between ~20-50 s and 1–10 min associated with bursting of hot, over-pressured gas bubbles/trains of bubbles [3] at the magma-air interface, and (iii) long cycles with periods of 12–90 min reflecting dynamics occurring within the shallow magma supply system [4].

Periodic volcanic degassing behaviors have also been characterized in the release of gas flux for the Mount Etna at two period bands: 40-250 and 500-1200 s, which suggest a bursting of rising gas bubble trains at the magma-air interface [4]. Cyclic degassing of Erebus volcano in Antarctica has also been registered in the total gas column amount, a likely proxy for gas flux, with periodicities of 10, 35 and 70 min, which can be explained in terms of chemical equilibria and pressure-dependent solubilities [5]. Although several studies reveal the existence of cyclic behaviors in the release of heat and gases from different sub-aerial volcanoes [3] underwater studies are in less proportion [6].

The submarine eruption that took place on October 10, 2011 at 1.8 km South of the island of El Hierro, Canary

Islands, Spain (27°37'07''N – 01°59'28''W) has allowed the meticulous study of the changes in the physical-chemical properties of the seawater from the beginning of the eruptive phase until the magmatic activity finished, five months later [7-8]. After this, the area evolved to a hydrothermal system offering the opportunity to study both the dynamic associated to the degassing process and changes at the physical-chemical properties of the system.

RESULTS & DISCUSSION

Potential temperature anomaly time series at the level of $\sigma_\theta = 26.614 \text{ kg m}^{-3}$ ($\cong 165 \text{ m}$ depth) where the maximum temperature anomaly is found, was investigated (st. 53). At this level, a mean temperature anomaly of $+0.25 \pm 0.1 \text{ }^\circ\text{C}$ is found for a whole period of time. However, a cyclic behavior over the mean value of the temperature anomaly is shown at this level, with maximums of 0.4 °C and minimums of 0.1 °C (Fig. 1A). Although the tidal cycle seems to be of greater importance in the driving forces of these variations [9], other periods exist that may be generated by the turbulent mixing occurring in this environment, changes due to the directions of the local currents, and/or by variations in the hydrothermal fluid discharge. In our case, variations due to turbulent mixing or water masses changes have been avoided thank the use of the isopycnal components. VMADCP velocity data (not shown) indicate that the local current in the area were stable, in direction and intensity (to the southwest, with a mean velocity intensity of $0.2 \pm 0.1 \text{ m/s}$). Moreover, the in situ sea level time series from the closer gauge in the area shows that the total signal of the tide is explained by M2

type at 97.3% of the total variance with a mean amplitude of 0.92 ± 0.02 meters, a period of 12 h and negligible velocity relative to the predominant local mean current (Egbert, *et al.*, 1994). That means that the behavior shown in (Fig. 1A) seem to have a period too short to depend on the existing M2 type tide of the area as it has also been reported in other similar studies [9].

Fast Fourier Transform and Wavelet analysis, using the Matlab packages, were applied to the potential temperature anomaly time series, in isopycnal components, at st. 53 close to the seabed. Fig. 1B shows the power spectra and statistical significance computed by Fast Fourier transform for the time series. A strong peak of over 99.9% of significance is present in the decomposition of the potential temperature time series anomaly with a period of 125-150 min, which explained the 68.7% of the total variance of the signal. Wavelet Transform has also been applied to the st. 53 time series obtained the same result, a significant period of 125-150 min that are present practically during the whole time (Fig. 1C). The reconstruction of the potential temperature anomaly time series has been possible thank to the unique significant harmonic period extracted from the series, with a final correlation of $r^2=0.8286$. This cyclic behavior may be related with variations in the hydrothermal fluid discharge reflecting dynamics occurring within the shallow magma supply system [4] or due to magma pulses occurred within a small and well-defined volume resulting in the emplacement of fresh magma along the crust-mantle boundary underneath El Hierro [10]. Our time series data encourage further use of time-frequency analysis using longer and higher time resolution observations such as those recorded by a permanent mooring, and their comparison and integration with geophysical parameters.

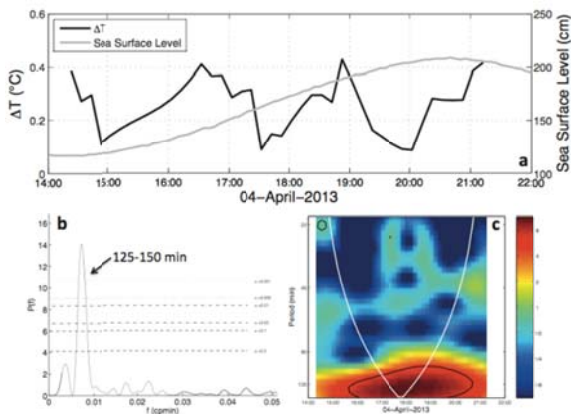


Fig. 1. Time-frequency analysis. (A) Potential temperature anomaly time series over st. 53. The grey line shows the Sea Surface Level (M2 type tide) at the island of El Hierro. (B) Power spectra and statistical significance computed by Fast Fourier transform for the time series. (C) Wavelet transform computed by Matlab toolbox applied to the thermal data. The thick black contour shows the 95% confidence interval and the cone of influence (COI) where edge effects might distort the picture is shown outside of the white line.

ACKNOWLEDGEMENT

This study has been supported by funds from FEDER and MINECO through the VULCANO I-II project (CTM2012-36317; CTM2014-51837-R). The authors would like to thank the officers and crew of the R/V *Ramón Margalef* and *Angeles Alvariño* from the Spanish Institute of Oceanography for their help at sea.

REFERENCES

- 1 - Tamburello, G., *et al.*, 2013. Periodic volcanic degassing behavior: The Mount Etna example. *Geophysical Research Letters*, 40(18), 4818-4822.
- 2 - Harris, A., *et al.*, 2003. Ground-based infrared monitoring provides new tool for remote tracking of volcanic activity. *EOS, Transactions American Geophysical Union*, 84(40), 409-418.
- 3 - Blackburn, E. A., Wilson, L., & Sparks, R. J., 1976. Mechanisms and dynamics of strombolian activity. *Journal of the Geological Society*, 132(4), 429-440.
- 4 - Spampinato, L., *et al.*, 2012. On the time-scale of thermal cycles associated with open-vent degassing. *Bulletin of volcanology*, 74(6), 1281-1292.
- 5 - Ilanko, T., Oppenheimer, C., Burgisser, A. and Kyle, P. 2015. Cyclic degassing of Erebus volcano, Antarctica. *Bulletin of volcanology*, 77:56.
- 6 - Dziak, R. P., *et al.*, 2012. Flux measurements of explosive degassing using a yearlong hydroacoustic record at an erupting submarine volcano. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 13(11).
- 7 - Fraile-Nuez, E., *et al.*, 2012. The submarine volcano eruption at the island of El Hierro: physical-chemical perturbation and biological response. *Scientific reports*, 2, 486. DOI: 10.1038/srep00486.
- 8 - Santana-Casiano, J. M., *et al.*, 2013. The natural ocean acidification and fertilization event caused by the submarine eruption of El Hierro. *Scientific reports*, 3, 1140. DOI: 10.1038/srep01140.
- 9 - Aliani, S., Meloni, R., & Dando, P. R., 2004. Periodicities in sediment temperature time-series at a marine shallow water hydrothermal vent in Milos Island (Aegean Volcanic arc, Eastern Mediterranean). *Journal of marine systems*, 46(1), 109-119.
- 10 - Díaz-Moreno, A., *et al.*, 2015. Seismic hydraulic fracture migration originated by successive deep magma pulses: The 2011–2013 seismic series associated to the volcanic activity of El Hierro Island. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 120(11), 7749-7770.

A multiproxy approach based on sedimentary records of the last century from a tropical tidal estuary (NE, Brazil)

José Lourenço Friedmann Angeli¹, Belén Rubio Armesto² & Rubens César Lopes Figueira¹

¹ Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 05508-120, São Paulo, Brazil

² Departamento de Geociencias Marinas y Ordenación del Territorio, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Vigo, 36310 Vigo (Pontevedra), Spain

ABSTRACT

A multiproxy approach including geochemistry, mineralogy, grain size and geochronology was employed to assess how the sediment records reflect the environmental changes of the Caravelas estuary, southern Bahia, Brazil. This is a meso-tidal semi enclosed estuary located 15 km adjacent to the Abrolhos coastal reefs. Although, this area is not considered to be affected by industrial activities, it has been subject to significant anthropogenic impacts in the last century due to soil use and various economic activities, such as wood exploitation. Three sediment cores collected in 2013, dated by ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs were analyzed for major and trace metals including Al, As, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Sc and Zn by ICP-OES and Si, Ca, Mg, K and Ti by XRF. Also, mineralogy of whole sediment samples was assessed by XRD. The results show that since the late 50s some biogenic components such as Sr/Ca ratio, calcite and aragonite increase showing the influence of the adjacent shelf and the formation of the Tomba inlet, which was opened in the late 1950s and gradually became wider and more effective in exchanging material between the inner shelf and the estuary. Nonetheless this natural impact was contemporaneous with an increase in soil occupation especially by the establishment of the eucalyptus monoculture which is also reflected by the increase of some land derived proxies such as the Fe/Ca ratio and kaolinite contents.

INTRODUCTION

Marine sediments, including materials originating from terrestrial inputs, as well as atmospheric deposition and authigenetic matter from the ocean itself, preserve a continuous record of regional and even global environmental changes, which can be employed in reconstructing environmental evolution. Their ability to associate with metal species is related to the different geological materials of the drainage basin of origin. On the other side, environmental changes are not only driven by natural forces, but also by anthropogenic effects. Especially in recent hundred years, coastal zones have been highly modified by urban, industrial and port development, leading to the contamination of the aquatic ecosystem.

Coastal areas are sensitive to both climatic changes and human impacts, which make such areas ideal for studying environmental changes, and coastal sediment sequences have become attractive targets to document these changes. The Caravelas Estuary on northeastern Brazilian coast is a good example of a coastal sea which although, is not considered to be impacted by industrial activities, it has been subject to significant anthropogenic impacts for more than 500 years due to land use and various economic activities, such as wood exploitation, fishing and agricultural activities

In this study a multiproxy approach including geochemistry, mineralogy, grain size and geochronology

was employed to assess how the sedimentary records reflect the environmental changes of the Caravelas estuary, southern Bahia, Brazil, and thus future trends can be predicted.

MATERIAL & METHODS

The present study is based on 3 sediment cores (T2=234 cm; T5= 144 cm and T8=122 cm) collected in 2013, from different regions, aiming to encompass the inner and outer sectors of the Caravelas estuary (Fig. 1). Each core was sectioned into 2 cm layers, and samples were frozen until analysis. Radionuclides measurements were performed in low-background high pure Ge gamma spectrometer [1]. Sedimentation rates were established according to the "Constant Rate of Supply" (CRS) ²¹⁰Pb dating model which was preferred rather than the "Constant Initial Concentration" (CIC) model. Corrected sedimentation rates obtained from ²¹⁰Pb dating were corroborated through a second radionuclide tracer such as ¹³⁷Cs. Grain size distribution was analyzed by wet sieving of the samples using a 63 µm mesh sieve. Trace elements such as Al, As, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Sc and Zn were analyzed by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES, Varian 710 ES) after a strong acid digestion that dissolve almost all elements that could become "environmentally available" [2]. Major elements contents such as Si, K, Ca, Mg, P, S and Ti were assessed by X-ray fluorescence:

(XRF, Siemens SRS 3000) and mineralogy of bulk samples by X-ray diffraction (XRD, Siemens D-5000).

RESULTS & DISCUSSION

The mean sedimentation rates obtained according to the CRS model for the cores were $1.07 \pm 0.13 \text{ cm yr}^{-1}$ for T2 (inner sector), $0.65 \pm 0.06 \text{ yr}^{-1}$ for T5 and $0.85 \pm 0.09 \text{ yr}^{-1}$ for T8 (outer sector) and have been previously described [3]. The inner sector of the estuary, showed higher sedimentation rates due to low intensity of currents in this region, showing the influence of mangrove systems, which are considered depositional environments that act as trapping areas for fined grained sediments. In general, distribution of mud ($< 63 \mu\text{m}$) and therefore major and trace elements associated (Al, Fe, Sc, As, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) to this fraction showed less variation throughout the core T2, when compared with the other two, probably because this is located in a more sheltered area meanwhile the others are located at the mouth of the estuary. On average, mud was dominant ($<63\mu\text{m}$) throughout the core T2 with mean values of $61.43 \pm 9.94\%$. Meanwhile, although the cores located at the mouth of the estuary showed high average contents of mud (75%) at the top of the cores, at approximately 40 cm depth, there was a sharp decrease reaching up to 25%. Based on the calculated enrichment factors, it was concluded that the Caravelas Estuary is not significantly contaminated by trace metals such as Cr, Cu, Ni, Pb and Zn. In the case of As, high background levels, recorded at the bottom of the cores, are related to the crystalline basement of the region and the chemical weathering of rocks of the “Barreiras Group”, which sediments consists mainly of (1) fine to coarse siliclastic sands, (2) gray kaolinitic clays, and (3) poorly sorted, yellow and brown coarse to conglomeratic ferruginous sandstones with a kaolinite matrix [4]. However, a slight increase (1.5) in the enrichment factor in recent decades, indicates an anthropogenic influence, mainly due to expansion of the eucalyptus monoculture plantations in the region.

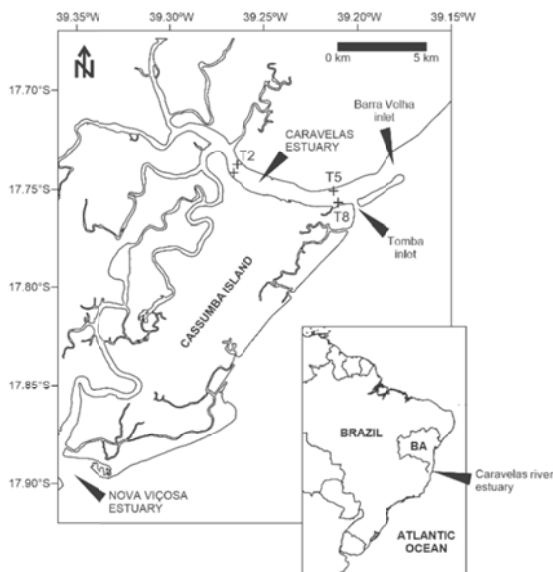


Fig. 1. Location of the Caravelas estuary, in relation to Brazil and the state of Bahia. Sampling sites (T2, T5 and T8) are also shown.

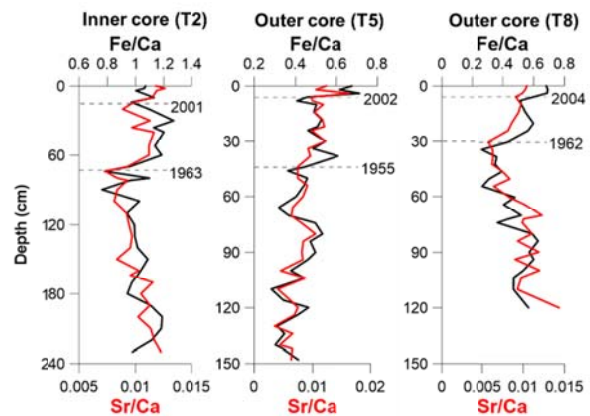


Fig. 2. Distribution of Fe/Ca and Sr/Ca ratios with estimated dates along the sediment cores of the Caravelas estuary, Bahia, Brazil.

The cores retrieved from the Caravelas estuary reflects natural and anthropogenic impacts, which have led to significant modifications in the proxies studied. The results show that since the late 50s some biogenic components such as Sr/Ca ratio (Fig. 2), calcite and aragonite increase showing the influence of the adjacent shelf and the formation of the Tomba inlet, which was opened in the late 1950s and gradually became wider and more effective in exchanging material between the inner shelf and the estuary. Nonetheless this natural impact was contemporaneous with an increase in soil occupation especially by the establishment of the eucalyptus monoculture which is shown by the increase of some land derived proxies such as the Fe/Ca ratio (Fig.2) and kaolinite contents.

ACKNOWLEDGMENTS

Thanks to CNPq and CAPES (32299/2014-5) and its program “Ciências sem Fronteiras” for the financial support during the fellowship stay of the author at the University of Vigo (Spain).

REFERENCES

- 1 - Figueira, R. C. L., Tessler, M. G., Mahiques, M. M., Cunha, I. I. L. 2006. Distribution of ^{137}Cs , ^{238}Pu and $^{239+240}\text{Pu}$ in sediments of the southeastern Brazilian shelf-SW Atlantic margin. *Sci. Tot. Environ.* 357, 146-159.
- 2 - USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1996. Method 3050B. Acid digestion of sediments, sludges and soil. Revision 2. December.
- 3 - Angeli, J. L. F., Venturini, N., Ferreira, P. A. L., Figueira, R. C. L. 2016 Recent sedimentation rates in the Caravelas estuary (Bahia, Brazil) using unsupported ^{210}Pb and ^{137}Cs modeling. *Radiochim Acta*. *In press*.
- 4 - Vilas Boas, G. S., Sampaio, F. J., Pereira, A. M. S. 2001. The Barreiras Group in the Northeastern coast of the State of Bahia, Brazil: depositional mechanisms and processes. *An Acad Bras Cienc* 73, 417-427.

Evaluación del crecimiento celular de la diatomea *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve 1873 en diferentes medios de cultivo: autotrófico, mixotrófico y heterotrófico

Iranzu Ganuza^{1,2}, Carolina Padrón², José Rengel¹, Gonzalo Álvarez¹ & Eduardo Uribe¹

¹ Departamento de Acuicultura, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Católica del Norte, Chile

² Departamento de Ciencias Aplicadas y Tecnológicas, Facultad de Veterinaria y Ciencias Experimentales, Universidad Católica de Valencia, España

RESUMEN

La mejora de procesos industriales sigue siendo a día de hoy un tema de interés científico y comercial, con una gran proyección debido entre otros factores a la contribución de productos naturales marinos extraídos de microalgas. En este sentido, se han realizado numerosos estudios de cultivo de microalgas verdes autotróficas y su adaptación a otras formas más económicas, sin embargo, son pocos los estudios con diatomeas, pese a ser un grupo interesante debido a los metabolitos que puedan poseer. Por ello, el objetivo de este trabajo ha sido precisamente investigar la adaptabilidad de *Skeletonema costatum* (especie autótrofa), a formas de cultivo alternativas que sean más económicas (mixotróficas y heterotróficas). En concreto, para el cultivo mixotrófico se estudió la influencia de distintas concentraciones de materia orgánica disuelta, y para el cultivo heterotrófico, la adición de distintos sustratos orgánicos. Las mayores concentraciones de microalga se obtuvieron con la mayor concentración de materia orgánica disuelta utilizada en el cultivo mixotrófico, siendo a su vez muy similares a las obtenidas en el cultivo autotrófico. En cambio, para el cultivo heterotrófico se obtuvo la mayor concentración de microalga al aplicar un sustrato orgánico compuesto de glucosa pero sin alcanzar las observadas en condiciones autotróficas. Estos resultados han permitido mostrar la capacidad de adaptación de *S. costatum* ante los cambios en los medios de cultivo. Es necesario seguir estudiando y optimizando las condiciones de cultivo a fin de evaluar su composición bioquímica y su potencial para producir metabolitos de interés comercial, disminuyendo además los costes en la producción microalgal.

INTRODUCCIÓN

Las microalgas representan una oportunidad única para descubrir nuevos metabolitos y producir otros conocidos a menor coste. Su potencial radica en la producción de biomoléculas de alto valor añadido o biomasa deliberadamente enriquecida [1].

Gracias a estas valiosas fuentes naturales se han encontrado numerosas compuestos de interés comercial, en los que se incluyen antioxidantes, polisacáridos, triglicéridos, vitaminas, ácidos grasos poliinsaturados, aldehídos, enzimas, polímeros, toxinas, pigmentos y ficocoloides, los cuales son muy demandados en el mercado farmacéutico, cosmético y nutricional [2].

En la actualidad, el cultivo de microalgas en condiciones autotróficas supone un coste elevado por la inversión energética y los nutrientes. Es por ello, que resulta crucial el estudio de adaptabilidad de las microalgas a medios de cultivo más económicos para conseguir reducir los costes sin reducir su calidad nutricional. Además, esta variante ofrece oportunidades para modificar, controlar, y con ello incrementar la formación de compuestos específicos [3].

Para los cultivos que requieran de sustratos orgánicos para desarrollar el crecimiento, como son los mixotróficos y heterotróficos, la glucosa resulta una fuente adecuada de energía y de carbono [4]. Además se evaluó el cultivo con la adición de extracto de levadura y neopeptona como fuente de nitrógeno. El objetivo del estudio fue investigar

la posible adaptabilidad de una cepa de *S. costatum* a condiciones de cultivo alternativas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para el desarrollo de esta investigación se utilizó la diatomea *Skeletonema costatum* (SK3), proporcionada por el Laboratorio de Producción Primaria de la Universidad Católica del Norte.

La cepa fue previamente aclimatada, durante dos semanas, cultivada en medio de cultivo F/2 (Guillard y Ryther, 1962) diluido en proporción 1:8.

Cultivo mixotrófico. El medio de cultivo mixotrófico fue preparado utilizando una solución de materia orgánica disuelta proveniente de harina de pescado, disuelta en agua destilada, en una concentración de 166,66 g/L. Más silicato de sodio en concentración $1,06 \times 10^{-4}$ M.

Se utilizaron tres tratamientos con diferentes concentraciones de materia orgánica: T1 (1,3 mL); T2 (2,6 mL); y T3 (3,2 mL). Las condiciones de cultivo fueron 12:12-h Luz:oscuridad, un flujo fotónico de $17,35 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ y una temperatura de 20°C.

Cultivo heterotrófico. Para el cultivo en condiciones heterotróficas, se utilizaron tres tratamientos diferentes: TG

(glucosa 0,5 g/L), TG + L (glucosa 0,5 g/L + extracto de levadura 0,05 g/L) y TG + N (glucosa 0,5 g/L + neopeptona 0,5 g/L). Al medio de cultivo de cada tratamiento se le adicionó silicato de sodio en concentración $1,06 \times 10^{-4}$ M y Florfenicol (15 μ g/mL). Todos los tratamientos se mantuvieron en oscuridad a temperatura de 14°C.

En ambos casos se utilizó un cultivo en condiciones autotróficas como control.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Efecto de la materia orgánica en el crecimiento de *S. costatum* cultivada en condiciones mixotróficas.

El cultivo mixotrófico alcanza una mayor concentración celular, cuanto mayor es la concentración de materia orgánica disuelta en el medio de cultivo (Fig.1).

En el tratamiento T3, la concentración alcanzada es similar a la obtenida en condiciones autotróficas con un valor superior a 2.500 cel/mL (Fig.2). Sin embargo, el cultivo autotrófico alcanzó esta concentración en un menor tiempo. Esta diferencia, podría ser debida a que la cepa utilizada para el cultivo debió ser mejor adaptada, o porque se requiere un incremento de materia orgánica mayor en el medio de cultivo. Aun así, al alcanzar el mismo crecimiento que el cultivo autotrófico, se sugiere que el cultivo mixotrófico puede ser una alternativa más económica al medio autotrófico.

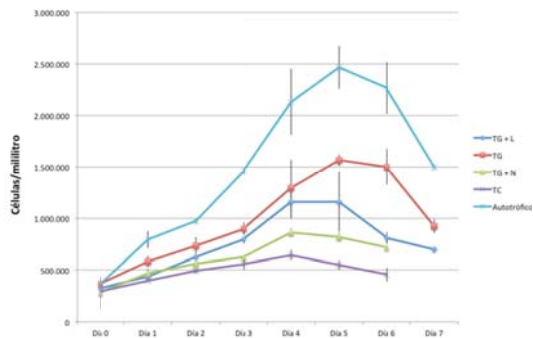


Fig.1 Curvas de crecimiento de *Skeletonema costatum* (cél/mL) en condiciones mixotróficas y autotróficas.

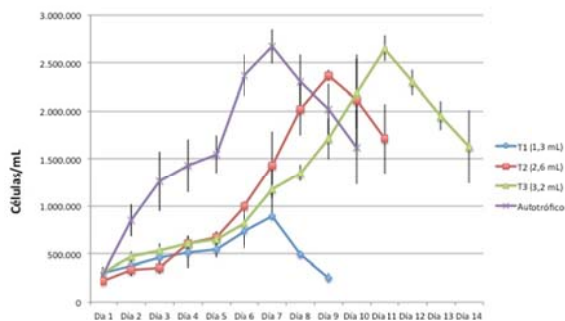


Fig 2. Curvas de crecimiento de *Skeletonema costatum* (cél/mL) en condiciones heterotróficas y autotróficas.

Efecto de la composición del sustrato orgánico en el crecimiento de *S. costatum* cultivada en condiciones heterotróficas.

En el cultivo heterotrófico, el tratamiento con glucosa (TG), dio mejores resultados. Consiguiendo un valor máximo de 1.566.667 cel/mL, sin embargo no consiguió alcanzar los valores máximos obtenidos en el medio autotrófico 2.46.666 cel/mL. Puede ser debido a la sencillez de la molécula de glucosa, esta permite la rápida metabolización y asimilación del carbono. A diferencia de la inclusión en el medio de grupos nitrogenados como las neopeptonas (TG+N) o de grupos aún más complejos, como el caso de los derivados de levaduras (TG+L).

Los resultados preliminares sugieren que el cultivo mixotrófico puede ser una mejor alternativa debido a que la energía se obtiene de la luz y los nutrientes. Por consecuencia, se podría obtener materia orgánica de otras fuentes como son las aguas residuales, los flujos de residuos procedentes de las industrias y residuos provenientes de animales. Habría que seguir optimizando este tipo de cultivo para alcanzar un rendimiento tan competitivo como el obtenido en condiciones autotróficas.

REFERENCIAS

- 1- Guedes AC, Amaro HM, Malcata FX, 2011. Microalgae as sources of high added-value compounds. *Mar Drugs.*, 9(4):625–44.
- 2- Cerón, 2013. Producción de microalgas con aplicaciones nutricionales para humanos y animales. *Cuaderno Estudios Agroalimentarios.*, CEA05;87–105.
- 3- Bumbak F, Cook S, Zachleder V, Hauser S, Kovar K, 2011. Best practices in heterotrophic high-cell-density microalgal processes: achievements, potential and possible limitations. *Applied Microbiology Biotechnology.*, 91(1):31–46.
- 4- Azma M, Mohamed MS, Mohamad R, Rahim RA, Ariff AB, 2011. Improvement of medium composition for heterotrophic cultivation of green microalgae, *Tetraselmis suecica*, using response surface methodology. *Biochemical Engineering Journal.*, 53(2):187–95.

Efecto de las variaciones ambientales sobre las capturas del *Octopus vulgaris* y del *Pagrus pagrus* por la flota pesquera de Gran Canaria

Ganzedo, U.¹, Hernández-Marrero, Y.A.², Polanco-Martínez, J.³, Jianke Li¹, J.M., Barrera A.², Castro, J.J.²

¹ Marine Services. Digital Globe, Inc., 2325 Dulles Corner Blvd, Suite 1000, Herndon, VA, 20171, USA.

² Faculty of Marine Sciences, University of Las Palmas de Gran Canaria, Ed. Ciencias Básicas, Campus Universitario de Tafira, 35017 Las Palmas de Gran Canaria, Spain.

³ Basque Centre for Climate Change (BC3), Alameda Urquijo 4, 4a, 48008 Bilbao, Spain.

RESUMEN

El pulpo (*Octopus vulgaris*) y el bocinegro (*Pagrus pagrus*) son algunas de las especies más importantes en la pesquería artesanal que se desarrolla en las Islas Canarias. La importancia relativa de estas especies fluctúa enormemente a lo largo del periodo de estudio. Los resultados obtenidos de modelos lineales generalizados y del análisis de autocorrelación, indican que tanto las capturas de pulpo como las de bocinegro mantienen un comportamiento complejo en las diferentes zonas de pesca de la isla. Estos se explican por las diferencias oceanográficas y socioeconómicas que existen entre las fracciones de la flota asociadas a cada puerto. Tanto las capturas de pulpo como de bocinegro mantienen una relación directa con diversos parámetros ambientales. La varianza parcial obtenida en el análisis de regresión muestran que las variables ambientales explicaron 32,63% de las capturas de bocinegro y al 15,08% de las capturas de pulpo. No obstante, gran parte de la variabilidad observada entre 2006 y 2013 no es asociable a procesos netamente biológicos, ecológicos o ambientales, lo que pone en duda que las variaciones y tendencias observadas en las capturas, o en la CPUE, sean realmente un reflejo de los cambios que experimenta la abundancia de las especies objetivo a lo largo del tiempo, posiblemente como consecuencia de la representatividad de los datos disponibles para el análisis.

INTRODUCCIÓN

El ecosistema marino está sometido permanentemente a procesos de variabilidad ambiental que afectan a los principales aspectos de la dinámica poblacional de los recursos pesqueros, como son el reclutamiento, el crecimiento, la mortalidad (ya sea natural o por pesca) y a los distintos patrones de comportamiento [1]. Las manifestaciones de estas variables ambientales producen cambios severos en los stocks y sus pesquerías, haciendo que aumenten, se reduzcan o desaparezcan, mientras que otros aparecen como “nuevos” recursos o aumentan sus poblaciones permitiendo el desarrollo de pesquerías diferentes [2].

El *Octopus vulgaris* es una de las especies más importante en la flota del noroeste Africano [3]. Suponiendo entre un 2 a 32% de total de las capturas para la flota Canaria [4,5]. El *Pagrus pagrus* mantiene un alto interés comercial, también mantiene un alto valor comercial para la flota que opera en la costa Marroquí [6]. El pulpo fue la principal captura de la flota Canaria en 1992 y 1993 [4]. Sin embargo, con el paso de los años ha sido reemplazado por otras especies: *Pagrus pagrus*, *Pagellus erythrinus* y *Mullus surmuletus*. Los cefalópodos, incluido el *Octopus vulgaris*, forma parte de la dieta de *Pagrus pagrus* [7].

Como hemos dicho, ya se ha comprobado que las variables ambientales afectan a numerosos procesos biológicos de los animales marinos y también se piensa que las fluctuaciones de estas variables afectan sobre la variabilidad de los stocks [8]. Sin embargo, hasta la fecha, ninguno de los procedimientos utilizados para evaluar los stocks tienen el ambiente como variable [9].

El objetivo de este trabajo es, gracias a datos inéditos recogidos por la flota pesquera de Gran Canaria y cedidos por la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias, estudiar la relación entre estos datos pesqueros y datos ambientales obtenidos de mediciones satelitales con el fin de conocer la relación que la pesca mantiene con el ambiente.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para llevar a cabo el trabajo se utilizó una base de datos de la pesquería formada por datos recogidos por la flota pesquera de Gran Canaria que compila el periodo de 2006 a 2014. Por otro lado, los parámetros ambientales fueron obtenidos de mediciones satelitales. Para realizar las pruebas estadísticas se utilizó como principal herramienta el lenguaje y entorno de programación para análisis estadístico y gráfico, “R”. Para determinar el grado de relación entre

las variables hemos utilizado el coeficiente de correlación de Pearson y modelos lineales generalizados (GMLs). Se procedió en dos etapas. En primer lugar, para cada tipo de variable explicativa, se seleccionaron las variables significativas mediante el procedimiento paso a paso. A continuación, se realizó un análisis parcial de la varianza mediante un análisis de regresión parcial [10] para determinar la contribución relativa de las variables océano-meteorológicas con respecto al tiempo. Por lo tanto, la variación total se descompone en cuatro componentes diferentes: (a) el efecto de variables ambientales (océano-meteorológica), (b) el efecto de la variable temporal, (c) el efecto de la otra especie, (d) el efecto de combinado de las tres variables anteriores (ambientales, temporal y otra especie) y (e) la variación inexplicada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se observa que tanto las capturas de pulpo como las de bocinegro mantienen una relación inversa con el viento. Mientras que la relación se vuelve directa con la altura de la ola y con el periodo de la ola. No se observan relación significativa de las capturas con el resto de variables. A su vez, la relación que existe entre las capturas de ambas especies es directa. Esto es de esperar, pues existe el efecto predador-presa. En los modelos lineales deducimos que las capturas de bocinegro están significativamente explicadas un 32,63% por las variables medioambientales mientras que en las capturas de pulpo sólo explican un 15,08%. No obstante, para ambas especies es la componente ambiental la que más explica el modelo.

Es razonable pensar que las condiciones ambientales juegan un papel relevante en la biología de las especies y en las relaciones ecológicas que se dan en un ecosistema, afectando principalmente al reclutamiento [11] y a las relaciones de predación y competencia interespecíficas. En el medio se observan grandes fluctuaciones en las capturas de pulpo durante las décadas de 1980 y 1990 [4], asociables en gran parte a la influencia de variables ambientales tales como la temperatura y la NAO [12].

Por otra parte, la relación inversa observada entre el pulpo y el bocinegro puede deberse a diferentes causas, tanto de carácter trófico (predador-presa) como de competencia por un mismo recurso alimenticio (e.g. crustáceos) entre ambas especies [13,3].

REFERENCIAS

- 1 - Espino M. 2013. El jurel *Trachurus murphyi* y las variables ambientales de macroescala. En: Csirke J., R. Guevara-Carrasco & M. Espino (Eds.). Ecología, pesquería y conservación del jurel (*Trachurus murphyi*) en el Perú. *Rev. peru. biol. número especial* 20(1):009 – 020
- 2 - Espino M. & C. Yamashiro. 2012. La variabilidad climática y las pesquerías en el Pacífico Sudoriental. En: P.M. Arana (Guest Editor). International Conference: "Environment and Resources of the South Pacific". *Latin American Journal of Aquatic Research* 40(3):705 – 721.
- 3 - Balguerías, E., Quintero, M.E. & Hernández-González, C.L., 2000. The origin of the Sahara Bank cephalopod fishery. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 15-23.
- 4 - Hernández-García, V., Hernández-López, J.L. & Castro, J.J., 1998. The octopus (*Octopus vulgaris*) in the small-scale trap fishery off the Canary Islands (central-east Atlantic). *Fish. Res.* 35:183-189.
- 5 - Hernández-García, V., Hernández-López, J.L. & Castro-Hernández, J.J., 2002. On the reproduction of *Octopus vulgaris* off the coast of the Canary Islands. *Fish. Res.* 57:197-203
- 6 - Pajuelo, G.C., Lorenzo, J.M., 1996. Life history of the red porgy *Pagrus pagrus* (Teleostei: Sparidae) of the Canary islands, central east Atlantic. *Fish. Res.* 28:163-177.
- 7 - Manooch, C.S., 1976. Reproductive cycle, fecundity, and sex ratios of the red porgy, *Pagrus pagrus* (Pisces: Sparidae) in North Carolina. *Fish. Bull.* 74:775-781.
- 8 - Rouyer T., Fromentin J-M. & Stenseth N. C.. 2010. *Environmental noise affects the fluctuations of Atlantic large pelagics. Prog. Oceanogr.* 86:267-275.
- 9 - Abad Uribarren, A., C. Meiners, K. Ramírez López & S. Ortega García. 2014. Dinámica temporal de la captura incidental de atún aleta azul (*Thunnus thynnus*) y su relación con la variabilidad ambiental en aguas mexicanas del Golfo de México. *Collective Volume of Scientific Papers.* 70(2):684-698.
- 10 - Legendre, P. and L. Legendre, 1998. Numerical ecology. Developments in Environmental Modelling 20. Elsevier. Amsterdam.
- 11 - Caley MJ, Carr MH, Hixon MA, Hughes TP, Jones GP, Menge BA (1996) Recruitment and the local dynamics of open marine populations. *Annu Rev Ecol Syst* 27:477– 500
- 12 - Caballero-Afonso, A. M, Gancedo, U., Trujillo-Santana, A., Polanco, J., Santana del Pino, A., Ibarra-Berastegi, G., Castro-Hernández J.J., 2010. The role of climatic variability on the short-term fluctuations of octopus captures at the Canary Islands. *Fish. Res.* 102:258-265.
- 13 - Couce-Montero, L., Christensen, V. & Castro, J.J., 2015. Effects of small-scale and recreational fisheries in the Gran Canaria ecosystem. *Eco. Model.* 312:61-76.

POSIMED-Andalucía: una herramienta de ciencia ciudadana útil para la gestión de ecosistemas marinos

María García^{1,2}, David León-Muez², Patricio Peñalver-Duque² & Soledad Vivas³

¹ Facultad de Biología, Universidad de La Laguna, 38206 La Laguna, Tenerife, Islas Canarias, España.

² Asociación Hombre y Territorio. C/ Betania nº 13. CP. 41007 Sevilla, España. www.hombreyterritorio.org

³ Agencia de Medio Ambiente y Agua. Junta de Andalucía, C/ Johan G. Gutenberg, 1 - Isla de la Cartuja. 41092 - Sevilla

*contacto@hombreyterritorio.org

RESUMEN

“Citizen science” es una herramienta que pretende implicar a la sociedad en la gestión de los ecosistemas, teniendo como objetivo, fomentar la importancia de la conservación, el conocimiento de determinados hábitats y/o especies, y, porque no, de complementar determinados estudios realizados sobre ese recurso. Andalucía es pionera en España en este sentido a través del Programa POSIMED. En los últimos 5 años, gracias a proyectos Life centrados en *Posidonia oceanica* (LIFE09/NAT/ES/000534: Life+ Posidonia Andalucía 2011-2014 y LIFE2014/CCM/ES000957: Life BlueNatura Andalucía 2015-2019), se ha conseguido crear una estructura complementaria entre el equipo técnico de la Administración y los participantes voluntarios en las campañas. La actividad implica un alto componente de divulgación y permite repartir los esfuerzos obteniendo un máximo de información con los recursos existentes. En el momento actual, existen variables y praderas completas que son monitorizadas exclusivamente por voluntarios, cuyos resultados se validan para la posterior gestión de la especie. Se explica la evolución del sistema de validación de los datos de densidad obtenidos por los voluntarios en Posimed-Andalucía desde 2012, y se propone un nuevo método con el objetivo de crear un sistema más robusto y fiable de los datos obtenidos por los participantes que son trasladados posteriormente a la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio para su gestión. Con ésta propuesta en torno a un 70% de los datos tomados por los voluntarios son válidos para el seguimiento de la especie.

INTRODUCCIÓN

Posidonia oceanica (L.) Delile, es una fanerógama marina endémica del Mediterráneo que forma praderas submarinas longevas [1]. Por tanto, la zona de estudio en Andalucía se centra en el litoral del levante almeriense y en el norte del mar de Alborán, en el cual encontramos su actual límite de distribución [2].

La Red Mediterránea del Control de *P. oceanica* (POSIMED), es una red nacional para el seguimiento del estado de conservación de las praderas de *Posidonia oceanica* en el litoral Mediterráneo español que incluye la participación ciudadana. Andalucía lleva implicada en ésta red desde 2004, y en los últimos 5 años a través de dos proyectos Life (LIFE09/NAT/ES/000534: Life+ Posidonia Andalucía 2011-2014 y LIFE2014/CCM/ES000957: Life BlueNatura 2015-2019).

Andalucía entiende POSIMED como una forma de “Citizen science”, una manera de implicar a la sociedad en la gestión de éste ecosistema, teniendo como objetivo fomentar el conocimiento y la importancia de la conservación de *P. oceanica* de los submarinistas voluntario/as. Esto se consigue a través de clases formativas donde reciben nociones teóricas sobre las praderas marinas, su importancia ecológica y sus amenazas, además de la posterior participación activa en la evaluación de éste ecosistema marino a través de la recogida de datos de determinados descriptores. Uno de los

más utilizados para evaluar el estado de conservación del ecosistema, es el número de haces por m², ya que proporciona información sobre la vitalidad y la dinámica de las praderas de *Posidonia oceanica*, pudiendo incluso revelar cambios antropogénicos [3].

A lo largo de los años de POSIMED-Andalucía, tanto la metodología para la medición de éste descriptor, como la posterior validación de estos datos han ido evolucionando.

Actualmente, se utiliza un cuadrante de 20x20 cm², que se coloca en las zonas con mayor cobertura y en el que se cuenta el número de haces que hay en su interior (Fig. 1). Para cada estación se realizan entre 10 y 30 medidas por los voluntarios y monitores expertos, que acompañan y supervisan a cada grupo en las campañas, con un ratio máximo de 4:1.



Fig. 1. Voluntarios de la red POSIMED-Andalucía.

El principal objetivo de este trabajo es el análisis de distintos métodos de validación de datos de voluntarios y la propuesta de mejora de ésta validación atendiendo a la experiencia de los monitores expertos, las características de las praderas de *P. oceanica* de Andalucía y la gran importancia de la participación de voluntarios en estas actividades, como método de divulgación entre las personas que interaccionan más activamente en éstos ecosistemas.

MATERIAL Y MÉTODOS

En el sistema de validación actual, por rumbos independientes y equidistantes desde un punto central de la pradera, las medidas tomadas por los monitores se consideran medidas control, por lo que no son sometidas a la validación. Estas medidas son utilizadas para crear un intervalo de confianza con el que validar las medidas tomadas por los voluntarios en cada rumbo: los datos que no entren dentro del intervalo establecido son eliminados. Desde 2013 hasta este mismo año se ha utilizado un intervalo, con un nivel de confianza del 75% de los valores.

Atendiendo a la experiencia de los monitores, la heterogeneidad de las praderas de *P. oceanica* de Andalucía y la elevada participación de voluntarios en estas actividades, se ha realizado un análisis de distintos métodos de validación basándonos en el inicial.

En total se han comparado cuatro métodos distintos de validación. Estos métodos se diferencian en el nivel de confianza (NC en la tabla 1) para el intervalo, de 75% al 95% y la utilización de las medidas de densidad como réplicas de cada rumbo (A en tabla 1) o como réplicas independientes del total de la pradera (B en tabla 1).

Tabla 1. Métodos de validación a analizar.

	Método inicial	2º método	3º método	4º método
NC	75%	75%	95 %	95%
Réplica	A	B	A	B

Para la comparación de los diferentes métodos, hemos analizado los valores de la densidad de haces por estación y año, entre los datos totales, los datos separados de expertos y voluntarios y los datos de voluntarios filtrados según cada método de validación (Tabla 1).

Los datos obtenidos se analizaron con el paquete estadístico SPSS. Se realizó un análisis exploratorio para comprobar la normalidad y homocedasticidad de cada conjunto de datos para aplicar un ANOVA de un factor, (prueba post-hoc de Tukey), y así establecer las posibles diferencias entre las medias obtenidas según cada método y los datos totales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los datos totales de voluntarios no se ajustaron a una distribución normal; esto nos confirma la necesidad de realizar un sistema de validación sobre los datos tomados por los voluntarios.

Los resultados del test ANOVA de un factor mostraron diferencias significativas, y el test post-hoc Turkey, confirmó las diferencias entre el conjunto total de los valores y el de los expertos.

Por otro lado, no encontramos diferencias significativas entre los métodos de validación analizados, por lo que todos ellos son válidos.

La propuesta se basa en dos consideraciones: La heterogeneidad de las praderas de *P. oceanica* en Andalucía y los resultados del análisis de los datos.

Todos los datos de densidad recogidos en el conjunto de la pradera se tratan como réplicas independientes del total de la misma, a diferencia del método inicial y el tercero, que consideran las réplicas de cada rumbo de forma independiente.

Además, al incrementar el nivel de confianza del intervalo al 95%, la mayoría de los datos tomados por expertos quedan dentro del intervalo, por lo que nos aseguramos de no eliminar datos de voluntarios que sean iguales o muy parecidos a datos de expertos. A diferencia de los métodos que utilizan un intervalo de confianza del 75%, que eliminan una gran cantidad de datos de voluntarios, y además también dejan fuera de este intervalo valores de expertos.

Por tanto, podemos decir que el método propuesto, incorpora más datos de voluntarios (70%), sin alterar la información obtenida por expertos. Lo que refuerza el valor de la actual red POSIMED-Andalucía como buen ejemplo de iniciativas "citizens science" en proyectos de conservación coordinados por la Administración.

AGRADECIMIENTOS

A los voluntarios que han participado durante estos años en POSIMED-Andalucía, al proyecto Life BlueNatura y a la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía por la cesión de los datos históricos de POSIMED-Andalucía para su análisis.

REFERENCIAS

- 1 - Díaz-Almela, E. & Marbà, N., 2009. 1120 *Posidonia oceanica*. Praderas de *Posidonia oceanica*. En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid, 129 pp.
- 2 - Moreno, D., Luque, A.A. & Templado, J., 2004. Las praderas de *Posidonia oceanica*. Distribución en Andalucía. En: Luque, A.A. & Templado, J. (coords.), Praderas y bosques marinos de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 60-63
- 3 - Pergent, G., Pergent-Martini, C. & Boudouresque, C.F., 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu marin littoral en Méditerranée: état des connaissances. *Mésogée*, 54: 3-27.

Is *Pinna nobilis* gaping activity an indicator of local marine environmental variation?

José Rafael García-March¹, Sebastián Herandis-Caballero¹, Miguel A. Sanchis, Sergio¹ Monleón¹, Santiago Jiménez², Javier Torres¹ & José Tena-Medialdea¹

¹ Instituto de Investigación en Medio Ambiente y Ciencia Marina (IMEDMAR), Universidad Católica de Valencia SVM. C/Explanada del Puerto s/n, 03710 Calpe, Alicante, Spain.

² Instituto de Ecología Litoral. El Campello, Alicante, Spain.

ABSTRACT

We show the preliminary results indicating the possibility of using the fan mussel *Pinna nobilis* gaping activity as an indicator of local environmental variation related to climate change. In situ studies of gaping activity of the fan mussel have shown two distinct activity patterns in the western Mediterranean. One pattern (P1) occurs between mid-July–early August–early November, whereas the other pattern (P2) occurs from early November–mid-July–early August. In P1, the fan mussels open their valves according to the position and illumination of the sun and moon. In P2, however, individuals do not track sun and moonlight. Gaping activity is also directly influenced by current intensity and direction. However, the individuals are unaffected by high-frequency (daily) variation in dissolved oxygen [O₂] and chlorophyll *a* concentration [chl *a*]. The activity is synchronized among the fan mussels and shows autocorrelation peaks at a period of 21.9–24 h the entire year (García-March et al, 2016). Presently we are studying the effects of low frequency variation of temperature and [O₂] in 8 individuals maintained in laboratory conditions. Four specimens are kept as a control at 18°C and saturation of [O₂], whereas another four are used for the treatment of increased temperature (24°) and different [O₂] treatments (5.5 mg/l and saturation). Light cycles are alternated between light and total darkness in a 12/12 h cycle. If temperature and/or oxygen are the factors producing the change in the activity patterns, we should observe night closings in the treatment specimens.

MATERIAL & METHODS

The gaping activity of six individuals was monitored in situ for c. 2 years in Tabarca Island Marine Reserve, using magnetoresistive sensors (Honeywell ®). Each sensor was encapsulated in a Plexiglas waterproof housing (40 × 30 × 5 mm) and calibrated in the laboratory. The sensors were installed in situ according to laboratory specifications (García-March *et al.* 2008). Additionally, the following environmental parameters [dissolved oxygen [O₂] (mg l⁻¹), turbidity (ntu), temperature (°C), chlorophyll *a* concentration [chl *a*] (mg m⁻³), current speed (cm s⁻¹), and direction (°)] were monitored (García-March et al, 2016). The activity of another 8 individuals has been monitored in the laboratory. The 8 individuals have been distributed in two tanks of 730 l each. Four specimens are kept as a control at 18°C and saturation of [O₂], whereas another four are used for the treatment of increased temperature (24°) and different [O₂] treatments (5.5 mg/l and saturation). Temperature, light, pH and [O₂] has been controlled with a Profilux® system. Light cycles have been alternated between light and total darkness in a 12/12 h cycle (from 8 a.m. to 8 p.m.). According to the previous results by (García-March et al, 2016) our hypothesis is that temperature, [O₂] or a combination of both is the trigger for the alternation between seasonal activity patterns in *P. nobilis*. If the hypothesis probes to be correct, we should observe night closings –in total darkness– in the four specimens subjected to the experimental conditions.

RESULTS & DISCUSSION

The data sampled in situ showed that there were predictable cycles in gaping activity of the fan mussels that were related to environmental variables. For some responses in gaping activity to environmental variation, such as the effect of light during P1 (from mid-July–early August–early November), the relationship was very clear: the individuals detected the ambient light and opened and closed their valves following the position and illumination of the sun and moon. In combination with sun and moon positions, high turbidity most likely explains the dim light arriving at the seabed during full moon nights. During nights with a full moon and high turbidity, individuals did not open their valves. The high turbidity likely reduced ambient light to levels that are undetectable by the fan mussels. In P2 (from early November–mid-July–early August), however, individuals do not track sun and moonlight. Conversely, spectral analyses showed that a periodic 21.9- to 24-h cycle of gaping activity occurred in all individuals over the whole year. This circadian periodicity together with the sift between the two patterns, suggests the presence of a circannual rhythm. Gaping activity is also directly influenced by current intensity and direction (García-March et al, 2016).

Experiments in controlled conditions will elucidate the effects of low frequency variation in water temperature and [O₂] in gaping activity of *P. nobilis*. If environmental

parameters trigger the change between behavioral patterns in the fan mussel, the species can be used as an environmental biomonitor in the context of climate change. The combination of gaping activity biomonitoring, with shell sclerochronology may also be used to extend the time series into the past, prior to the recording of gape angle and environmental data (García-March *et al.* 2011; Schwartzmann *et al.* 2011; Tran *et al.* 2011). Combining these methods makes it possible to monitor changes in environmental parameters and reconstruct long-term patterns of variation. The correlation of oxygen and stable carbon isotope ratios (proxies for ambient water temperature and primary productivity, respectively) and microgrowth increment width with environmental variables will potentially enable discrimination between physiological and environmental effects on sclerochronology (Schöne 2008; Schöne and Surge 2012). This has direct implications for studies of climate change and paleoclimate in the fossil record.

ACKNOWLEDGEMENTS

The Project was partially funded by “Obra Social Caja Madrid” of “Caja Madrid” Bank and the “Fondo Europeo de Desarrollo Regional” (FEDER) funds to the IMEDMAR, Universidad Católica de Valencia SVM. We are grateful to Felio Lozano, the coordinator of Tabarca Island Marine Reserve, the guards of the Reserve, Silvia Revenga, and the RMIP—SGM—MARM, for their permissions, collaboration, and inestimable help with the work in the MPA. The Ministerio de Agricultura y Alimentación y Medio Ambiente of Spain provided the permissions for the collection of the individuals maintained in laboratory conditions (REF DIV/DBM/AUTSPP/42/2015).

REFERENCES

- 1 - Garcia-March JR, Jiménez S, Sanchis MA, Monleon S, Lees J, Surge D & Tena-Medialdea J, 2016. In situ biomonitoring shows seasonal patterns and environmentally mediated gaping activity in the bivalve, *Pinna nobilis*. *Mar. Biol.*, 163:1-12.
- 2 - Garcia-March JR, Sanchis-Solsona MA & Garcia-Carrascosa AM, 2008. Shell gaping behaviour of *Pinna nobilis* L., 1758: circadian and circalunar rhythms revealed by in situ monitoring. *Mar. Biol.*, 153:689-698.
- 3 - Garcia-March JR, Surge D, Lees JM & Kersting DK, 2011. Ecological information and water mass properties in the Mediterranean recorded by stable isotope ratios in *Pinna nobilis* shells. *J. Geophys. Res. Biogeophys.*, 116:1-14.
- 4 - Schöne BR, 2008. The curse of physiology—challenges and opportunities in the interpretation of geochemical data from mollusk shells. *Geo-Mar. Lett.*, 28:269-285.
- 5 - Schöne BR & Surge D., 2012. Bivalve sclerochronology and geochemistry. In: Seldon P, Hardesty J (eds) *Treatise online* 46: Part N, revised. The University of Kansas, Paleontological Institute, Lawrence, pp 1-24.
- 6 - Schwartzmann C, Durrieu G, Sow M, Ciret P, Lazareth CE & Massabuau J, 2011. In situ giant clam growth rate behavior in relation to temperature: A one-year coupled study of high-frequency noninvasive valvometry and sclerochronology. *Limnol. Oceanogr.*, 56:1940-1951.
- 7 - Tran D, Nadau A, Durrieu G, Ciret P, Parisot JP & Massabuau JC, 2011. Field chronobiology of a molluscan bivalve: how the moon and sun cycles interact to drive oyster activity rhythms. *Chronobiol. Int.*, 28:307-317.

Miniaturized solid phase extraction (μ -SPE) for PAH determination in seawater samples

Luis A. García Ortega¹, Guacimara Sánchez Almeida¹, Daura Vega-Moreno¹, M.J. Rueda²

¹ Technologies, Management and Environmental Biogeochemistry. University of Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC)

² Oceanic Platform of the Canary Islands (PLOCAN)

RESUMEN

La extracción en fase sólida (SPE) es una técnica consolidada para la determinación de contaminantes en muestras de origen marino. La tendencia actual es a la miniaturización de los sistemas de extracción y determinación de contaminantes, de forma que permita reducir el uso de disolventes, manteniendo los niveles de calidad en la determinación. Por ello se ha desarrollado un sistema SPE a microescala (μ -SPE) de forma que además de reducir los volúmenes de muestra y disolventes requeridos en el laboratorio, y la cantidad de sorbente sólido utilizado para ello, permita además su posterior automatización y robotización en tecnologías marinas como vehículos submarinos o boyas oceanográficas. Este sistema se ha optimizado y validado para la determinación de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH) en agua de mar.

INTRODUCCIÓN

La extracción de contaminantes desde muestras marinas utilizando extracción en fase sólida (SPE) es una técnica consolidada, tanto para muestras líquidas como sólidas y para multitud de tipos de contaminantes [1, 2].

La tendencia en estas técnicas analíticas de extracción y determinación es la miniaturización de los sistemas de forma que permita reducir volúmenes de muestra y el uso de disolventes, muchos de ellos también contaminantes [3]; siempre que se mantenga la robustez del método y reproducibilidad a un coste sostenible.

Además el potencial de estas técnicas para muestras marinas radica en la posibilidad de automatizarlas y robotizarlas, acoplando estos sistemas a vehículos submarinos o boyas oceanográficas que de forma autónoma muestreen, retengan y preconcentren los analitos de interés sin tener que trasladar la muestra de agua al laboratorio, sino solamente la muestra sólida (μ -SPE) ya preconcentrada, o en incluso en un futuro su determinación *in-situ*.

Este sistema permite su aplicación directa y muestreo *in-situ* para la extracción de contaminantes de origen antropogénico presentes en agua de mar. Para ello se ha realizado la optimización del sistema de extracción μ -SPE en el laboratorio, pero con tecnología y equipamiento exportable al medio marino.

MATERIAL Y MÉTODOS

La metodología desarrollada se basa en un sistema cerrado donde la muestra se bombea directamente del medio marino o de un reservorio a través de una pequeña bomba peristáltica de 13 cm de lado y peso 1,2 kg, transportable para la monitorización *in-situ* (ISMATEC[®], modelo ISM 846) acoplado a un cartucho μ -SPE de fabricación propia a

través de tubos de 1 mm de diámetro interno. La composición del relleno de los cartuchos utilizada fue ENVI-18 de Supelco[®], Hypersep SCX Thermo[®] scientific y UPTI-CLEAN de Interchim[®]. Las muestras fueron prefiltradas para eliminar material particulado y sedimento a través de un filtro Whatman GF/C de 47 mm de diámetro (poro 1,2 μ m).

Los patrones de hidrocarburos utilizados fueron: Acenaphthylene, Fluorene, Phenantrene, Anthracene, Fluoranthene, Benzo(a)anthracene-7,12-dione, Chrysene y Benzo(b)fluoranthene de Sigma-Aldrich[®] y Benzo(a)pyrene de Supelco[®]. Todos ellos sólidos, disueltos posteriormente en acetonitrilo y metanol (Panreac[®]).

Las muestras se desorben en 1 mL de metanol (Panreac[®]) y se analizan por cromatografía líquida de alta presión (HPLC), con una columna cromatográfica Varian[®] 4.6x150 mm Microsorb-MV 100-5 C₁₈.

Los PAH se analizaron a 254 nm para el detector UV-visible y un rango entre 264 nm para excitación y 407 nm la emisión con el detector de fluorescencia especificado para cada analito. Para la determinación de concentraciones individuales de cada compuesto se utilizaron estándares de PAH obtenidos en Sigma-Aldrich[®] y Supelco[®].

-Experimental:

El análisis cromatográfico se hizo en gradiente con un cromatograma de 16 minutos de duración, con 100% metanol para la fase móvil B y 80-20% metanol-agua para A, empezando 100%A y aumentando en gradiente lineal hasta 100% B a los 14,5 min.

Respecto a la extracción μ -SPE se optimizaron de los siguientes parámetros:

9. Diámetros de tubo de bomba peristáltica y caudal, para evaluar el flujo de agua de mar que transcurre a través de los cartuchos.
10. Selección de la composición óptima del relleno SPE.
11. Optimización del gramaje de relleno utilizado entre 0.5 g y 0.1 g.
12. Volumen y concentración de muestra.
13. Reproducibilidad y Límites de Detección.

Una vez optimizados todos los parámetros y validada la reproducibilidad del método, se aplicó a diversas muestras reales de la costa de Gran Canaria, principalmente regiones cercanas a zonas portuarias.



Fig. 1. Cartuchos μ -SPE desarrollados y su acoplamiento a la bomba peristáltica.

AGRADECIMIENTOS

Parte de los experimentos desarrollados en este trabajo están incluidos en el Programa de Prácticas Externas de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria de dos alumnos en el curso académico 2015/2016 bajo la tutela de D. Vega-Moreno. Además los resultados forman parte del Trabajo de Fin de Grado de los dos alumnos (primer y segundo autor) en colaboración entre las titulaciones de Ciencias del Mar e Ingeniería Química de la ULPGC.

REFERENCIAS

- 1 - D. V. Moreno, Z. S. Ferrera, and J. J. S. Rodríguez, "SPME and SPE comparative study for coupling with microwave-assisted micellar extraction in the analysis of organochlorine pesticides residues in seaweed samples," *Microchem. J.*, vol. 87, no. 2, pp. 139–146, Dec. 2007.
- 2 - A. Filipkowska, L. Lubecki, and G. Kowalewska, "Polycyclic aromatic hydrocarbon analysis in different matrices of the marine environment," *Anal. Chim. Acta*, vol. 547, no. 2, pp. 243–254, 2005.
- 3 - M. Padrón, C. Afonso-Olivares, Z. Sosa-Ferrera, and J. Santana-Rodríguez, "Microextraction Techniques Coupled to Liquid Chromatography with Mass Spectrometry for the Determination of Organic Micropollutants in Environmental Water Samples," *Molecules*, vol. 19, no. 7, pp. 10320–10349, 2014.

The influence of diet and temperature in seasonal variability of digeneans of chub mackerel (*Scomber colias*) from the Western Mediterranean Sea

Encarnación García Rodríguez¹, José Tomás Morán², Antonio Esteban Acón¹, Salvatore Mele² & Miguel Vivas Salvador¹

¹ Instituto Español de Oceanografía

² Marine Zoology Unit, Cavanilles Institute of Biodiversity and Evolutionary Biology, University of Valencia

ABSTRACT

The relationship of the temporal variability of digeneans of the stomach of chub mackerel (*Scomber colias*) and its trophic habit and the superficial sea temperature was investigated. A total of 604 adult chub mackerels, caught between March 2010 and December 2011, were analysed for stomach content and parasites. Six different diet functional groups were defined: crustaceans, teleosts, gelatinous plankton, polychaetes, cephalopods and thecosomes. ANOSIM and MDS analyses showed significant differences in the diet between April-August and the rest of the year. SIMPER analysis showed that the dissimilarity between these periods was mainly due to teleosts (55.4%) and crustaceans (26.5%). ANOVA analysis of the digenean abundance indicated significant seasonal differences ($F=8.273$, $p<0.001$). A model built to identify the main explanatory variables of digenean abundance in *S. colias* evidence that teleosts and crustaceans were significantly correlated with the abundance of digeneans, suggesting that the monthly mean abundance of digeneans varies with the trophic strategy of *S. colias*.

INTRODUCTION

The Atlantic chub mackerel *Scomber colias* Gmelin, 1789 (Scombridae) is a perciformes fish inhabiting the epipelagic coastal areas of the Atlantic Ocean and associated seas [1].

This species has an important role in the trophic web of the Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea, considering that it feeds mainly on zooplankton and small fish, and at the same time, it is preyed by great pelagic fish and marine mammals [2]. It is considered an opportunistic predator [1]. Feeding habit was mainly studied in Eastern Mediterranean [3].

Several studies deal with the spatial distribution of parasites of *S. colias* [4, 5].

However, the temporal variability of parasite diversity in *S. colias* was taken into account only on monogeneans of Canary Islands [6] and on the parasite assemblages in the Eastern Mediterranean [7].

The aim of this study was to increase the knowledge about the diet and parasites of *S. colias* in Western Mediterranean, assessing the seasonal variability of the stomach parasites and contents.

MATERIAL & METHODS

To determine seasonal changes in the abundance of digeneans, the stomachs of 380 adult specimens of *S. colias*, caught between January and December 2011, were analysed. The abundance of digeneans was investigated every month, except in June.

To determine seasonal changes in mean abundance of digeneans in *S. colias*, parasite abundance was analysed with analysis of variance (ANOVA) and Bonferroni Post-

Hoc test ($p<0.05$), using the statistical software package SPSS 17.0.

To explore seasonal changes in diet composition, the stomach contents of 604 adult specimens of *S. colias*, caught between March 2010 and December 2011, were identified to the lowest possible taxonomic level. Volume of the stomach contents was measured using the "trofometro" [8]. Six different functional groups were defined: crustaceans, teleosts, gelatinous, plankton, polychaetes, cephalopods and thecosomes.

The relative importance of each functional group in the diet of *S. colias* was expressed as a volumetric analysis index (V%), frequency of occurrence (F%), and index of relative importance (IRR), defined as the product of both indices. Empty index (IV%) was calculated and difference in monthly stomach fullness index (PFI) was tested using chi-square test, by making a distinction between low ($PFI<1$), medium ($1\leq PFI<5$), high ($5\leq PFI<10$) and very high ($PFI\geq 10$).

Possible seasonal changes in diet composition were studied with multidimensional scaling (MDS). ANOSIM analysis was performed to test significance between two groups created according to the mean abundance of digeneans (LOW (September-March) < 2 digeneans/stomach; HIGH (April-August) > 3 digeneans/stomach). The importance of functional groups within different guilds was assessed by SIMPER analysis (Primer 6).

Relationship between diet and mean abundance of digeneans in *S. colias* was analysed by multiple regression analysis test (SPSS 17.0). Average temperature and each one of the six functional groups described above were tested to build a model to identify the main explanatory variables in abundance of digeneans of *S. colias*.

RESULTS & DISCUSSION

Results showed significant seasonal differences in the number of digeneans (ANOVA: $F=8.273$, $p<0.001$, $df=10$). The highest mean abundance of digeneans was found in the April-August period (Fig. 1).

Sixty-two taxa of preys were found in the stomach of *S. colias*. Teleosts ($V\% = 52.2\%$) and gelatinous plankton ($V\% = 34.5\%$) were the most abundant groups. Twenty-six of the Atlantic chub mackerels had an empty stomach ($IV\% = 4.3\%$). Chi-square test showed significant differences in the monthly stomach fullness index ($\chi^2(33)=396.4$, Coefficient of Contingency = 0.630, $p<0.001$). Highest values were between March and August (PFI April = 7.7) and February showed the lowest value (0.3). The highest frequency of empty stomach was found in May (21.7%).

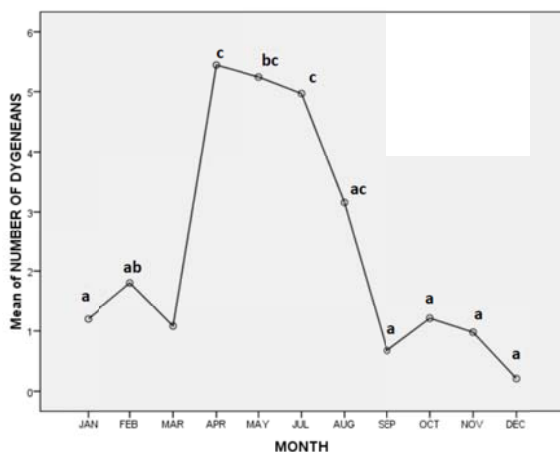


Fig. 1. Seasonal differences in the number of digeneans in the stomachs of *Scomber colias*.

ANOSIM and MDS analysis showed significant differences in the diet between April-August period and the rest of the year (Fig. 2). SIMPER analysis showed teleosts (55.4%) and crustaceans (26.5%) were responsible of the dissimilarity.

Mean abundance of digeneans in *S. colias* seems to vary according to the trophic strategy. Teleosts and crustaceans were significantly correlated with mean abundance of digeneans.

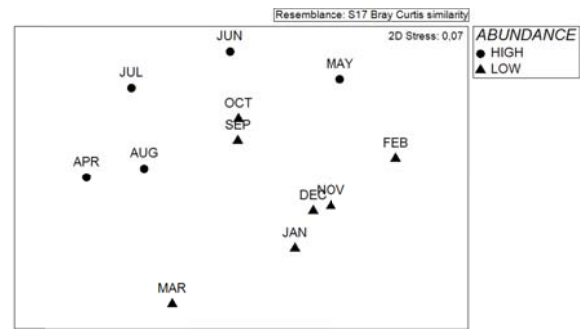


Fig. 2. MDS analysis in diet between two seasons.

ACKNOWLEDGMENTS

This study was funded by the Instituto Español de Oceanografía (IEO) in the course of the REDES-GSA06 Project.

REFERENCES

- 1 - Collette BB & Nauen CE, 1983. Scombrids of the world. FAO, Rome (Italy).
- 2 - Velasco EM, Del-Arbol J, Baro J & Sobrino I, 2011. Age and growth of the Spanish chub mackerel *Scomber colias* off southern Spain: a comparison between samples from the NE Atlantic and the SW Mediterranean. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 46: 27-34.
- 3 - Sever TM, Bayhan B, Bilecenoglu M & Mavili S, 2006. Diet composition of the juvenile chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the Aegean Sea (Izmir Bay, Turkey). *Journal of Applied Ichthyology* 22: 145-148.
- 4 - Cremonte F & Sardella NH, 1997. The parasite fauna of *Scomber japonicus* Houttuyn, 1782 (Pisces: Scombridae) in two zones of the Argentine Sea. *Fisheries Research* 31: 1-9.
- 5 - Mele S, Pennino M, Piras M, Bellido J, Garippa G & Merella P, 2014. Parasites of the head of *Scomber colias* (Osteichthyes: Scombridae) from the western Mediterranean Sea. *Acta Parasitologica* 59: 173-183.
- 6 - Costa G, Freitas N, Dellinger TH & MacKenzie K, 2007. Gill monogeneans of the chub mackerel, *Scomber japonicus* from Madeiran waters of the Atlantic Ocean, Portugal. *Journal of helminthology* 81: 33-38.
- 7 - Akmirza A, 2003. Distribution of parasite fauna of chub mackerel in Aegean and Mediterranean Sea. *Turkish Journal of Marine Sciences* 9: 187-195.
- 8 - Olaso I, 1990. Distribución y abundancia del megametos invertebrado en fondos de la plataforma cantábrica. *Bol Inst. Esp. Oceanogr.* Publ. Esp., 5. 128 pp.

Integration of high resolution Sea Surface Temperature (SST) data obtained from remote sensing products in the initialization of a real-time weather forecast system implemented in the Valencia Region (Western Mediterranean coast)

I. Gómez^{1,2,*}, M. J. Estrela³, V. Caselles¹

1. Earth Physics and Thermodynamics Department, Faculty of Physics, University of Valencia, Doctor Moliner, 50, 46100 Burjassot, Valencia, Spain. *) Contact: Igor.Gomez@uv.es

2. Environment and Earth Sciences Department, Faculty of Sciences, University of Alicante, Section 99, E-03080, Alicante, Spain.

3. Geography Department, Faculty of Geography and History, Universitat de València, Avda. Blasco Ibáñez, 28, 46010 Valencia, Spain.

ABSTRACT

The role of Sea Surface Temperature (SST) has been found to be a key factor in the development and enhancement of torrential rains over the Mediterranean. Different studies have shown that in the presence of favourable synoptic conditions, precipitation can be intensified in the Valencia Region by means of heat/moisture exchange between the sea and the air mass travelling across a warmer Mediterranean. The Regional Atmospheric Modeling System (RAMS) was implemented in the Valencia Region within a regional real-time Weather Forecast System (WFS). The basic information to initialize the model includes the current meteorological fields, provided by the Global Forecast System (GFS) as initial and lateral boundary conditions. However, other datasets are used by the model in order to set up the bottom boundary conditions, such as land uses, orography or SST. In the latter case, RAMS uses global monthly climatological data at 1 degree resolution (about 100 km) as default. Due to the importance of this parameter for improving the prediction of sensible weather parameters, the current work was aimed at increasing both the spatial and temporal accuracy of SST. In this sense, the operational WFS was modified so as to take advantage of remote sensing data to generate the initial conditions for RAMS within the current model run. SST data derived from the AVHRR sensor on board of the NOAA satellites at 4 km spatial resolution is used, considering the products generated with the data captured by a NOAA reception station that are later stored and proceed. When the actual RAMS run is about to start, the system look for a new and/or recent SST image. The corresponding product is then formatted for a direct integration into the RAMS model through adjustments in the initial and boundary conditions.

Development of a new methodology to try to qualitatively evaluate the physic-chemistry and socio-economical consequences due to climate change on the mouth of the Guadalquivir estuary.

Juan Jesús Gomiz-Pascual¹, Marina Bolado-Penagos², Águeda Vazquez¹, Miguel Bruno Mejías², María Luisa Pérez-Cayeiro³, Juan Adolfo Chica³, Manuel Arcila³, Carlos José González Mejías⁴, Rafael Mañanes⁴, Jesús Gómez Enri⁴, Gabriel Navarro Almendros⁵
& Alejandro Caballero Ramis²

¹ School of Engineering - Cadiz University

² Centro Andaluz de Ciencias Y Tecnologías MARinas (CACYTMAR)

³ Department of Regional Geographic Analysis – Cadiz University

⁴ Department of Applied Physics- Cadiz University

⁵ Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (ICMAN)

ABSTRACT

Future climate projections suggest that river flow will change. This will have a significant impact on the downstream and estuarine environment. In general, recent researches have shown that a combination of increased precipitation and river flow rates in winters and decreased precipitation and river flow rates in summers. Some of the consequences expected are: disappearance of salt marshes, soil contamination by nitrogen and phosphorus, changes in the carbon cycle, in the coast line, in the sediment transport, overtopping flood defences, etc. These changes will incur in a reduction in the services that ecosystems provide to society, mainly in the area of supply and regulation. Guadalquivir estuary is extremely important in terms of maintaining natural habitats, flood prevention, and economic development (tourism, navigation, irrigated agriculture, fishing, shellfishing and aquaculture). For example, the intrusion of the saltwater wedge could drive the disappearance of the paddy fields. The aim of the present work is, using a calibrate and validate catchment model for the study area and satellite images of turbidity, to find the implication of the high river flow discharges with the distribution along the coast line of a turbidity plum. Along this work, the connexion, implication and socio-economic consequences will be evaluated in order to present a helpful and friendly method which lets not only to study the problem from the physic-chemistry point of view, if not can give us a qualitative estimation of socioeconomic changes. The results undoubtedly will serve to the administration to improve the management of our natural capital.

INTRODUCTION

Many estuarine studies have drawn attention to the fact that hydrological and thermal regimes of rivers are expected to change, directly affecting freshwater ecosystems, water quality and human water use, volumes of primary production, and carbon cycling in epicontinental seas with low salinity [1,2]. Also, estuaries have high biochemical variability (for instance, there is a twice daily inundation of salt water interspersed by brackish or fresh water) and extreme physical conditions (often producing strong tidal currents and turbidity). This, linked with the fact that estuaries are subject to anthropogenic modifications (e.g. dredging, land reclamation, deforestation, managed ecosystems, and coastal management such as flood defences, construction of ports and harbours, industrialization, and discharges of polluted water), make these systems extremely sensitive to climate change and difficult to study. Yet better understanding of estuarine processes, their response to climate change, and the feedback to the environment, are fundamental to the sustainability of the ecosystem [3].

The Guadalquivir estuary is a unique space located in the south west of Spain that possesses extraordinary natural, cultural, historical and economic values, where human activities have coexisted with the rich biodiversity of the river along the centuries: population settlements, traditional agriculture of the banks, activities leisure and recreation, fishing, paddy fields, etc. [4]. The estuary is navigable from Seville (~110 km - 1.800 km²), and on its way to the mouth, it crosses the Natural and National Park of Doñana, an UNESCO heritage site and the most important biosphere of Spain [5].

MATERIAL & METHODS

As material, the MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectrometer) satellite images have been used in this research. For this preliminary study is been used the sensor of turbidity. Water colour might indicate the presence of high concentrations of sediment related to heavy discharges of freshwater from the river.

As catchment model, SWAT has been used. In a previous research SWAT was calibrated and validated for the study area where as main result was concluded that the model was suitable to calculate the Guadalquivir River flow and that this flow is highly regulated by the rain [5].

As methodology, MODIS images from drought periods and from high river flow periods were used join to simulations of SWAT for those periods of river flows to try to set up a connexion between the turbidity plum that can be observed with more or less intensity on this images with the river discharges.

RESULTS & DISCUSSION

As result was observed that it is seem a connexion between low/high river discharges and less/more presence of the turbidity plum that can be seen in the mouth of the estuary (Fig. 1 & 2).

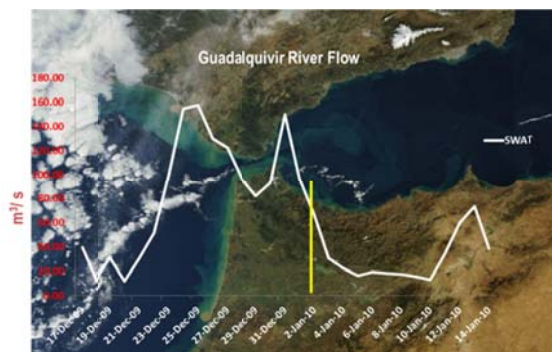


Fig. 1. MODIS image vs SWAT simulation after a high rain event 2 January 2010 (2 days after the rains).

This fact is corroborating the initial hypotheses that aimed this research and with SWAT could be modelled using rain and temperatures predicted under the different scenarios proposed by the IPCC reports (Intergovernmental Panel on Climate Change) to identify extreme river flow events and can do a qualitative analysis about the socioeconomic changes that could be affecting to the hot spot areas that are find inside the Guadalquivir estuary, and the adjacent coastal areas due to a possible distribution of contaminants that could be driven by the river and that could be flows into the Gulf of Cadiz (North Atlantic Ocean) and by comparison with the turbidity plum we can draw an image about how could be this distribution along the coast line.

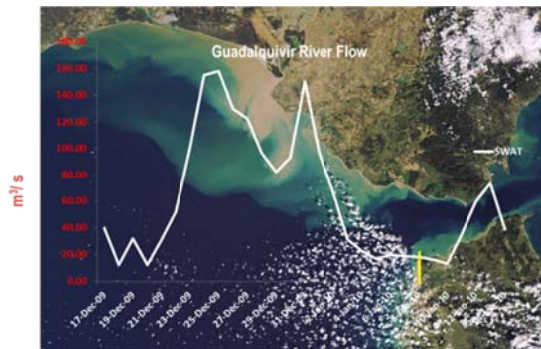


Fig. 2. MODIS image vs SWAT simulation after a high rain event 9 January 2010 (9 days after the rains).

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank the Regional Andalusia Government (PII-RNM-7722 project) and the Spanish Government (MEGAN project CTM2013-49048-C2-2-R), and to the SUDOE INTERREG AGUAMOD project for the economic supporting of this work.

REFERENCES

- 1 – Khoroshevskaya V O, 2011. Organic Matter Content Variations in Estuaries of Rivers and in the Barrier Zone of the Taganrog Gulf under the Impact of Climate Changes in the Northern Catchment of the Sea of Azov. *Russian Meteorology and Hydrology*, 37(6), 397–403.
- 2 – van Vliet MTH, Franssen WHP, Yearsley JR., Ludwig F, Haddeland I, Lettenmaier DP & Kabat P, 2013. Global river discharge and water temperature under climate change, *Global Environmental Change*, 23(2), 450-464.
- 3 – Jones G, 1994. Global warming, sea level change and the impact on estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 28(1), 7.
- 4 – Ruiz J, Polo MJ, Díez-Minguito M, Navarro G, Morris EP, Huertas E, Caballero I, Contreras E, Losada MA, 2014. The Guadalquivir Estuary: A Hot Spot for Environmental and Human Conflicts. *Environmental Management and Governance v 8 of the series Coastal Research Library* 199-232.
- 5 – Gomiz-Pascual JJ, Bolado-Penagos M & Vázquez A, 2016. Soil and Water Assessment Tool. SWAT Catchment Model to Assess Guadalquivir River Flow. *Sea Technology*, 19-21.

"Large scale" application of passive samplers and evaluation of DGT technique as a monitoring tool for the assessment of the chemical status of water bodies

Jean-Louis Gonzalez¹, L. Foan², Natalia Montero^{3,4} & Maria Jesús Belzunce Segarra³

¹Ifremer Unité "Biogéochimie et Ecotoxicologie" CS 20330 Zone Portuaire Brégaillon, 83507 La Seyne/mer Cedex, France

²CEA, LETI, Département des micro-technologies pour la Biologie et la Santé. 17 rue des Martyrs, 38054, Grenoble Cedex 9, France

³AZTI-Investigación Marina, Herrera Kaia, Portualdea z/g, 20110 Pasaia, España

⁴National Research Centre for Environmental Toxicology, ENTOX/University of Queensland, 39 Kessels Road, Coopers Plains, Queensland 4108, Australia

ABSTRACT

The aim of this study was to provide a reliable, fast and low cost assessment of contamination of water bodies by application of passive sampling techniques. These techniques can be used for continental waters (ground and surface), marine and estuarine waters. The implementation of the Water Framework Directive (WFD) and the many control programs related to the directive results in a significant increase in time and money spent on operations of sampling and analysis of these different water masses. In the first part of this study, the operational assets of these techniques are showed in a large scale monitoring and in a wide variety of field conditions. More than 200 different water masses: coastal waters, harbors, marinas, lagoons, estuaries and rivers were assessed along the French coast and overseas colonies. In the second part of this study, the functionality of passive samplers was tested for the chemical evaluation of highly dynamic systems. Diffusive Gradient in Thin Films (DGTs) were deployed in triplicates in the inner and outer part of 13 estuaries (Southeastern Bay of Biscay), characterized by different hydrological features (i.e. water residence time, river flow, flushing time). The results obtained show the operational capability of these techniques and the reliability of the obtained measurements. Based on the proven advantages, passive samplers are likely to be suitable monitoring tools for water chemical evaluation of transitional and marine waters within the WFD.

INTRODUCTION

In the aquatic environment, most chemical contaminants occur at trace levels, especially in the dissolved (and labile) concentrations. The use of passive samplers enables *in situ* the extraction and pre-concentration of many compounds, reducing some of the difficulties and costs related to the analysis of contaminants at trace levels (sampling, treatment of the sample before analysis, possible contamination during the various stages). These techniques also ensure low disturbance of the speciation of sampled contaminants (no water sampling, filtration or storage steps) [1,2]. Another considerable advantage is that these techniques can be easily implemented by non-specialist (but previously sensitized and trained) staff. Furthermore, traditional monitoring programs in waters normally rely on the collection of water samples and the determination of dissolved/particulate concentrations. However, spot sampling only provides a snapshot of the situation at the exact sampling time and may not be the most adequate method for chemical evaluation in water bodies characterized by important spatial and temporal variability (lack of representativeness) [3]. On the other hand, passive samplers provide the labile concentration of contaminants which is the most available to the biota and thus the most important for the quality evaluation within the WFD. For many contaminants, the use of passive sampling techniques

is already contributing to develop strategies to implement in the WFD [4,5]. In this study, several passive sampling techniques were applied in a "large scale" and in different field conditions to test the operational capability of these systems in terms of cost reduction, reliability of the measurements and speed results acquisition, but also in terms of ease of implementation (by non-specialist personnel).

MATERIAL & METHODS

Since 2008, various projects supported by French government agencies were dedicated to test the potential use of different passive samplers for the assessment of chemical contamination of water bodies. DGT (Diffusive Gradient in Thin Films), POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler), SBSE (Stir Bar Sorptive Extraction) were applied by Ifremer in more than 200 different water masses to assess the chemical contamination of water bodies by trace metals, pesticides, PAHs, PCB, alkylphenols and pharmaceutical compounds. On the other hand, DGTs were deployed in triplicates in the inner and outer part of 13 estuaries located at the Southeastern Bay of Biscay to evaluate the chemical contamination in waters by Cd, Cu, Ni and Zn.

RESULTS & DISCUSSION

Results obtained by the large scale monitoring exercises showed the operational advantages of the passive samplers as low quantification limits required by the WFD are reached and ensure measurement of metals and organic pollutants at trace levels, which are generally difficult to quantify with classical methods (particularly in marine waters). The DGTs deployed in the Bay of Biscay provided reliable average labile metal concentrations that are comparable with the results obtained in other areas and in accordance with the historical contamination of the studied area. Fig. 1 represents the labile copper concentrations in the inner and outer part of the estuaries.

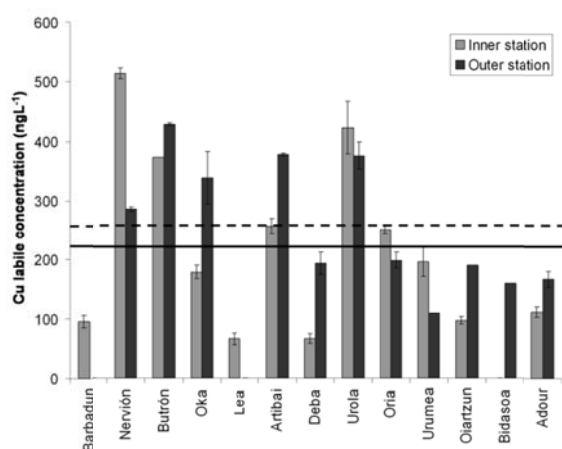


Fig. 1. Distribution of labile Cu concentrations in the estuaries of the Southeastern Bay of Biscay. Concentrations are measured using DGTs after 10 days of deployment. The data are expressed as the mean \pm SEM ($n = 3$). The dashed and solid lines represent the operational inner and outer thresholds for copper, respectively.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank Ifremer for providing data from the costal and overseas campaigns. The sampling campaigns in the Bay of Biscay were undertaken in the framework of the monitoring network of estuarine and coastal waters of the Basque Country (Agencia Vasca del Agua; URA). N. Montero was supported by a PhD fellowship from Fundación Centros Tecnológicos-Iñaki Goenaga.

REFERENCES

- 1 - Vrana B, Allan IJ, Greenwood R, Mills GA, Dominiak, E, Svensson K, Knutsson J & Morrison G, 2005. Passive sampling techniques for monitoring pollutants in water. *TrAC, Trends Anal. Chem.* 24: 845–868.
- 2 - Allan IJ, Vrana B, Greenwood R, Mills GA, Roig B & Gonzalez C, 2006. A ‘toolbox’ for biological and chemical monitoring requirements for the European Union’s Water Framework Directive. *Talanta* 69: 302–322.
- 3 - Belzunce Segarra MJ, Montero N, González JL, Larreta J, Franco J & Borja A, 2012. Advantages of Using Passive Samplers in Comparison with Spot Sampling for Metal Evaluation in Estuarine Waters: An Example from the Bay of Biscay (North-eastern Spain). In: Nriagu, J., Pacyna, J., Szefer, P., Markert, B., Wuenschmann, S., Namiesnik, J. (Eds.), *Maralite Book Series: Heavy Metals in the Environment*. Chapter 8: 77-90.
- 4 - Booij K, Robinson CD, Burgess RM, Mayer P *et al.*, 2015. Passive Sampling in Regulatory Chemical Monitoring of Nonpolar Organic Compounds in the Aquatic Environment. *Environ. Sci. Technol.* 50: 3–17.
- 5 - Mielle C, Mazzella N, Allan IJ, Dulio V *et al.*, 2015. Position paper on passive sampling techniques for the monitoring of contaminants in the aquatic environment. Achievements to date and perspectives. *Trends Environ. Anal. Chem.* 8; 20–26.

Identificación y cuantificación por NMR y LC-MS de los esteroides de la esponja marina *Aplysina (=Verongia) aerophoba*

Alba González Benkovics¹, Francisco Javier Toledo Marante¹, Pere Ferriol Buñola¹, Ignacio Brouard Martín², José Juan Santana Rodríguez¹ & Rayco Guedes Alonso¹

¹Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Departamento de Química, Gran Canaria 35017, España

²Consejo Superior de Investigaciones Científicas - Instituto de Productos Naturales y Agrobiología, Tenerife 38206, España

RESUMEN

En la esponja marina *Aplysina aerophoba*, recogida en el litoral del archipiélago canario, fueron identificados aplisterol y varios didehidroaplisteroles por cromatografía y espectroscopia de ¹H-NMR y ¹³C-NMR. A partir de las intensidades relativas de las señales correspondientes a los carbonos olefinicos cuaternarios del espectro de ¹³C-NMR se hizo un análisis cuantitativo aproximado. Finalmente, por cromatografía de líquidos con detector de masas (UHPLC-MS/MS) se confirmaron y refinaron los resultados anteriores.

INTRODUCCIÓN

Entre los antecedentes sobre la química de los esteroides de *A. aerophoba* destacan dos publicaciones de los años 1972 [1] y 1979 [2] en las que se describen los esteroides mayoritarios aplisterol (**1**) y 24(28)-didehidroaplisteroles (**3**). Desde entonces, las técnicas analíticas han sufrido un notable avance, por lo que hemos considerado interesante volver a aplicarlas en orden a identificar y cuantificar nuevos esteroides estructuralmente relacionados que pudiesen haber pasado desapercibidos con las técnicas analíticas de aquellos años. Con tal objeto, hemos reinvestigado la química de la esponja en cuestión mediante modernas técnicas de elucidación estructural y de análisis químico.

MATERIAL Y MÉTODOS

La esponja *A. aerophoba* se extrajo por maceración con acetona a temperatura ambiente.

La cromatografía en columna en fase normal se realizó sobre sílica gel. La cromatografía se realizó tanto a media presión (*Büchi Chromatography System*) como a baja presión con motores de la marca *Fluid Metering* conectados en serie a columnas cromatográficas de la marca *Ace Glass*. Los eluyentes fueron mezclas de hexano, acetato de etilo y metanol, combinados de forma que se fuese incrementando la polaridad del mismo de forma progresiva. Los espectros de resonancia magnética nuclear de protón y carbono, se recorrieron en aparatos de la firma Bruker, tanto a 300 como a 500 MHz. La rotación óptica se realizó en un aparato de la marca *Perkin Elmer* y los puntos de fusión se midieron con un aparato *Gallenkamp*.

Para el análisis cuantitativo por líquido-masas, se utilizó un sistema para cromatografía líquida de ultra-alta resolución acoplado a un espectrómetro de masas de triple cuadrupolo (UHPLC-MS/MS).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Por maceración de trozos de la esponja marina *A. aerophoba* con acetona seguida de filtración y concentración en rotavapor se obtuvo el extracto bruto. Por cromatografía en columna eluyendo con hexano / acetato de etilo se obtuvieron sucesivas fracciones de polaridad progresiva que se monitorizaron por cromatografía en capa fina obteniéndose una fracción que da color verde por el ensayo de Liebermann-Burchard [3] lo que indica esteroides.

Las fracciones que contuvieron los compuestos mayoritarios se eluyeron con hexano/ AcOEt 80:20, se recromatografiaron repetidamente hasta conseguir la purificación de la mezcla, en la cual se identificaron los esteroides aplisterol (**1**, 62,65%), 24(28)-didehidroaplisteroles (**3**, 22,89%) y 23(24)-didehidroaplisteroles (**5**, 7,23%), resultado concordante con la bibliografía [1], [2]. El compuesto **5** es nuevo en la bibliografía.

También se aislaron sus derivados acetilados (**2**, **4** y **6**). Estos últimos han sido aislados aquí también por primera vez como productos naturales. Tanto la mezcla de aplisteroles como la de sus acetatos tienen el aspecto de un sólido blanco homogéneo por CCF. Tras sucesivas cristalizaciones a partir de MeOH se fijaron sus puntos de fusión en 135-136 °C para la mezcla de aplisteroles y 119-120 °C para la mezcla de sus acetatos.

El espectro de masas de alta resolución muestra la señal del pico del ión molecular en m/z 414,383263 que corresponde a la fórmula molecular C₂₉H₅₀O. Picos a m/z 273.2133 (pérdida de la cadena lateral de diez carbonos) y 255.2041 (pérdida de la cadena lateral de diez carbonos y agua) nos llevan a proponer un núcleo tetracíclico idéntico al del colesterol. La presencia de productos secundarios con una insaturación en la cadena lateral queda evidenciado por la observación del ión molecular de los mismos a m/z 412.364784 (C₂₉H₄₈O).

El espectro de $^1\text{H-NMR}$ desplaza una señal a δ 5,35 (1H, dobles dobles superpuestos) que es característica de un doble enlace entre los carbonos C5 y C6 de los tres esteroides con el mismo esqueleto del aplisterol. Una señal a δ 5,16 en forma de un triplete con $J= 5,45$ Hz delata la presencia minoritaria del 23(24)-didehidroaplisterol (**5**). Un singleto ancho a $\delta= 4,70$ y un multiplete a δ 4,68, ambas en relación 1:1 delatan el metileno olefínico del carbono 28 del 24(28)-didehidroaplisterol (**3**). El espectro de $^{13}\text{C-NMR}$ desplaza seis carbonos olefínicos en el intervalo δ 106 – 157 (Tabla 1). Las intensidades relativas de las señales correspondientes a los carbonos cuaternarios (δ 140.74, 156.75, 136.5) nos llevan a una composición de 62.65% de aplisterol (**1**), 22.89% de 24(28)-didehidroaplisterol (**3**) y 7.23 % de 23(24)-didehidroaplisterol (**5**). El otro 7.23% se debe a otros esteroides minoritarios que incluyen probablemente al 24(25)-didehidroaplisterol.

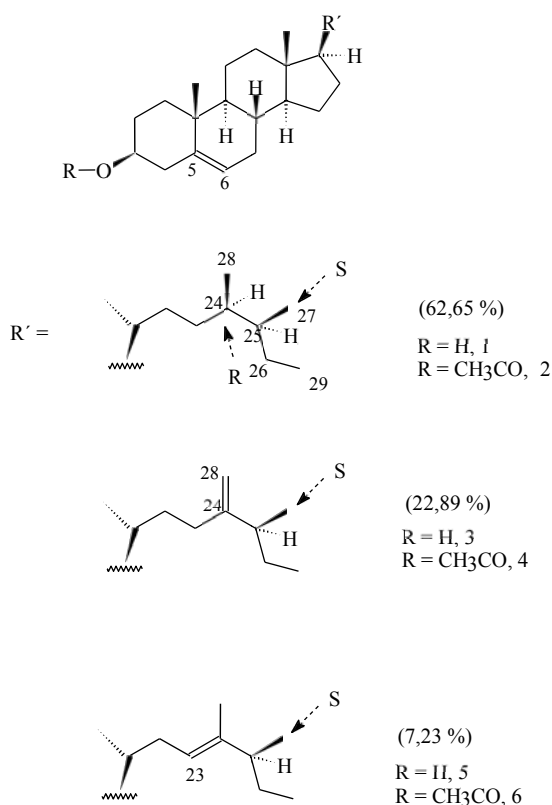


Fig. 1. Esteroides identificados y cuantificados en *A. aerophoba*.

Tabla 1. Desplazamiento de los carbonos olefínicos observados en el espectro de $^{13}\text{C-NMR}$ (Cl_3CD).

Carbono (Nº de estructura)	δ
C5 (1+3+5)	140.74
C6 (1+3+5)	121.74
C24 (3)	156.75
C28 (3)	106.09
C24 (5)	136.50
C23 (5)	132.00

La puesta a punto de un método analítico alternativo, por LC-MS, se aportará en esta comunicación.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el soporte financiero dado por el Instituto Canario de Investigación del Cáncer (ICIC).

REFERENCIAS

- 1 - De Luca P, De Rosa M, Minale I and Sodano G 1972. Marine Sterols with a New Pattern of Side-chain alkylation from the Sponge *Aplysina* (= *Verongia*) *aerophoba*. *J. Chem. Soc. Perkin I*, 2132-2135.
- 2 - Kelecom A, Kannengiesser GJ and Baker PM 1979. Chemical Constituents of *Verongia* Sponges. III – Carbon-13 Nuclear Magnetic Resonance of Aplysterol and 24,28-Didehydroaplysterol. *An. Acad. Brasil. Cienc.*, 51 (4): 643-645.
- 3 - Campbell MK & Shawn OF 2005. *Biochemistry*. (4th ed.). Singapore: Thomson Asia Pte Ltd.

REDMIC: Repositorio de datos marinos integrados de Canarias*

Marta González Carballo

Observatorio Ambiental Granadilla

*En este póster se expone el trabajo realizado por el equipo multidisciplinar que forma el **Observatorio Ambiental Granadilla**.

RESUMEN

REDMIC [1] (Repositorio de datos marinos integrados de Canarias) es un sistema permanente de almacenamiento sistemático, custodia y servicio de datos marinos, que sigue la filosofía OpenData. Se ha diseñado para Canarias y, por extensión, la Macaronesia, pero se ha concebido como proyecto piloto de cara a poder ser replicado en otras regiones y, con el tiempo, a que sirva también para gestionar un repositorio público a modo de catastro de información marina. El repositorio ha sido ideado y creado por el Observatorio Ambiental Granadilla. La novedad que ofrece REDMIC es que los datos marinos, sean del tipo que sean (oceanográficos, tráfico marítimo, biológicos, geológicos, etc.), se incorporan de modo integrado en un mismo sistema de información geográfica, con lo que el esfuerzo de ponerlos en común se hace una sola vez al principio, para que luego pueden ser usados y combinados cuantas veces se desee con la máxima agilidad. Lo novedoso es el modelo lógico de datos que permite tal integración, desarrollado a partir de Arc Marine[2]. REDMIC está concebido como un sistema de gestión de datos marinos organizado sobre una geodatabase común, que comparte unas geometrías que integran diferentes tipos de datos marinos. Dicho sistema ha de permitir el registro, validación, búsqueda, recuperación, visualización, análisis y exportación de los datos, así como la ágil conexión con otros repositorios o nodos de mayor rango. REDMIC es un sistema de información geográfica peculiar, un híbrido entre una base de datos científica y un gis clásico. La idea básica es almacenar de forma integrada cualquier tipo de dato marino (= oceánico + costero) que tenga un referente geográfico, maximizando así su potencial de explotación, pero respetando siempre el dato original y las circunstancias en que se generó. En la actualidad REDMIC se encuentra en construcción, aunque se puede ya entrar a la aplicación (www.redmic.es) y consultar algunos módulos que están ya terminados.

INTRODUCCIÓN

Últimamente se viene asumiendo que el medio marino es un componente crucial de algunos de los problemas ambientales más acuciantes que afronta la humanidad, trátese de la alimentación o del cambio climático, por ejemplo. En el ámbito europeo, la irrupción de la Directiva marco sobre la estrategia marina (Directiva2008/56/CE) no ha hecho más que constatar el protagonismo que en este siglo van a tener los océanos. Se parte de que, por principio, es necesario mantenerlos lo más saludables posible, pero también se reconoce la necesidad de ahondar en su conocimiento. Sabemos del mar bastante menos que de la tierra, y resulta cuanto menos descorazonador ver con qué pobreza de datos y frágil información se toman decisiones que afectan a miles de personas e implican costes millonarios. Dadas las características ecológicas

del medio marino –mucho menos compartimentado que el terrestre– los esfuerzos por cambiar esta situación han de cubrir todos los océanos y centrarse tanto en obtener más y

mejores datos, como en compartirlos entre todos los interesados. Es objeto de este proyecto el establecer un repositorio para todo tipo de datos marinos, concebido como un sistema abierto de información geográfica integrada apto para el almacenamiento, custodia, búsqueda,

visualización, descarga y análisis de los datos, de modo que se optimice su uso a fin de facilitar el conocimiento y la gestión del medio marino y sus recursos. Su ámbito es el archipiélago Canario y, por extensión, las aguas de la Macaronesia. Dentro de este contexto, son objetivos concretos del «Repositorio de Datos Marinos Integrados de Canarias» (REDMIC):

- a) Explotabilidad: facilitar el uso sucesivo y a largo plazo de los datos marinos obtenidos.
- b) Generatividad: almacenar los datos de modo que se maximice su uso potencial.
- c) Trazabilidad: garantizar la información asociada a la obtención de los datos originales (metadatos) y permitir conocer sus sucesivas modificaciones.
- d) Publicidad: ofrecer un sistema para la custodia, armonización y servicio de datos financiados con fondos públicos o que se quieran difundir y hacer públicos.
- e) Interoperabilidad: permitir el acceso y el intercambio de datos con los nodos de información existentes en el ámbito nacional y europeo.
- f) Replicabilidad: ofrecer un modelo –proyecto piloto– apto para ser empleado en otras regiones o ámbitos marinos.
- g) Versatilidad: permitir su uso como repositorio de carácter general (cualquier tipo de dato marino) o como

repositorio institucional (limitado a un tipo concreto de información o producto concreto).

DESARROLLO DEL REPOSITORIO

REDMIC está concebido como un sistema de gestión de datos marinos organizado sobre una geodatabase común.

Se precisa de un modelo de datos que cuente con un conjunto de entidades geométricas (puntos, líneas y polígonos) unificado. Hemos elegido las del modelo Arc Marine Common Marine Data Types [2] desarrolladas por Wright y colaboradores (2007) por ser las más avanzadas y flexibles, permitiendo complementarlas con algún subtipo que otro.

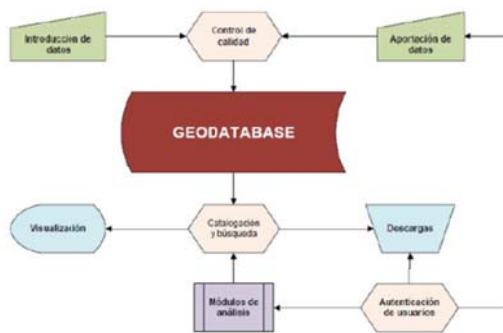


Fig. 1. Esquema simple de REDMIC

Los datos quedan vinculados al factor geográfico vía el sistema de geometrías compartidas, y se relacionan obligatoriamente con la actividad que los genera y toda la información asociada (metadatos). Para evitar la redundancia de información, ésta se estructura básicamente según la clásica secuencia de preguntas: quién, dónde, cuándo, qué y cómo, pudiendo ser compartida entre las distintas actividades. En este contexto, también se aprovechó el enfoque organizativo desarrollado por el Marine Institute de Irlanda (Morrison, 2006) [3] para su repositorio de datos marinos.

Al incorporar la profundidad (z) y el tiempo (t), los gis marinos suelen ser más complejos que los terrestres, y por ello el modelo Arc Marine desarrolla las geometrías básicas (puntos, líneas y polígonos) en varios subtipos adaptados a las peculiaridades de los datos marinos. El OAG ha añadido el Point-radius (PR) y el Basic Point (BP) como tipo de la clase FeaturePoint.

REDMIC EN LA ACTUALIDAD

REDMIC se encuentra actualmente en desarrollo y accesible desde la dirección web www.redmic.es. Se pueden ya consultar sin problema los visores de “distribución de especies” y “tracking”. El primero (Fig.2) se basa en el desarrollo del “bloque taxonómico”, conectado con el Registro mundial de especies marinas (WoRMS). En la aplicación se tendrá acceso a todas las citas registradas en la bibliografía marina publicada para Canarias, pudiendo consultar la presencia de especies en una cuadrícula y la cantidad de citas para una especie en concreto en cada cuadrícula. Las cuadrículas tienen

diferentes tamaños elegibles. El módulo de “tracking” (Fig. 3) muestra los datos de varios proyectos donde se marcaron tortugas con radiotransmisores. Este módulo será útil para cualquier objeto o especie que me mueva en el mar y tenga un localizador. Todos los módulos contienen sus correspondientes metadatos, a los que también se puede acceder.

En REDMIC se puede consultar toda la bibliografía marina de Canarias, con acceso libre a los PDF, y ya se puede acceder a una parte importante de ella.

El objetivo a largo plazo de REDMIC es lograr incorporar el total de datos marinos disponibles para Canarias, sean de la temática que sean, e integrarlos. Además, desde REDMIC se ofrecerán productos tales como un atlas, o servicios OGC.

La fuente de los datos será siempre oficial, es decir, instituciones públicas o particulares que quieran ceder sus datos al repositorio. Así, los datos pueden estar disponibles (de acceso libre), restringidos (de acceso previa petición) o embargados (sin acceso hasta que el depositante de los datos de su consentimiento). Además, solo los usuarios registrados podrán acceder al módulo de descarga.

Creemos que los datos financiados con fondos públicos, han de ser públicos y de esta idea surge el presente.

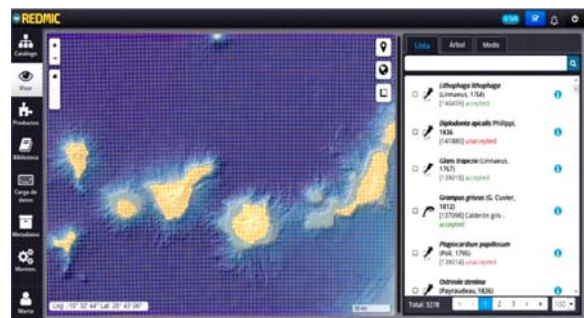


Fig. 2. Visor de distribución de especies en REDMIC



Fig. 3. Visor de tracking en REDMIC

REFERENCIAS

- 1 - Machado, A. & Bermejo, J. A. (2010). Proyecto REDMIC. Repositorio de Datos Marinos Integrados de Canarias. OAG - Observatorio Ambiental Granadilla (Santa Cruz de Tenerife) 2010/05/25, 49 pp.
- 2 -Wright, D.J., Blongewicz, M.J., Halpin, P.N. & Breman, J. (2007). Arc Marine: GIS for a Blue Planet, Redlands, CA: ESRI Press, 202 pp.
- 3 -Morrison, R. (2006). Marine Data Repository logical data model Version 1.4. Dublin; ESRI (Ireland) Ltd.

Modeling Phytoplankton New Production in the Peru Upwelling from Nitrate Reductase Activity and Light.

S. González-Galisteo¹, R. C. Dugdale², F.P. Wilkerson², R.T. Barber³, D. Blasco⁴, J. P. Christensen⁵, T. T. Packard¹ & M. Gómez¹

¹ Marine Ecophysiology group (EOMAR), IU-ECOQUA, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria

² Romberg Tiburon Center, San Francisco State University, 3152 Paradise Drive, Tiburon, CA 94920

³ Nicholas School of the Environment and Earth Sciences, Duke University, Beaufort, North Carolina, USA.

⁴ Institut de Ciències del Mar (CSIC), Passeig Marítim de la Barceloneta 37-49, 08003 Barcelona, Spain

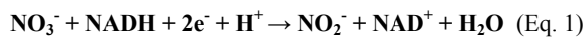
⁵ Green Eyes LLC, 28034 Holly Road, Easton MD 21601, USA

ABSTRACT

Oceanic New Production is limited by nitrate (NO_3^-), ammonium (NH_4^+), and light. Measuring it by $^{15}\text{NO}_3^-$ incubations is the current gold-standard, but the data acquisition rate is slow. Calculating it from plankton nitrate reductase activity (NR) is an inexpensive alternative with a higher data acquisition rate. Here, we calculate phytoplankton new production for the Peru upwelling ecosystem from measurements of NR activity using an enzyme kinetic model based on light-limitation. Calculations for the C-Line section at 15°S find new production ranging from 0.1 to 0.4 $\mu\text{M N h}^{-1}$ at the shelf edge and compares well to gross primary productivity when Redfield equivalents are used for N-C conversion. JASON-CUEA expedition data for September 1976 were used.

INTRODUCTION

Nitrate Reductase (NR) is responsible for reducing NO_3^- to nitrite (NO_2^-), in phytoplankton (Eq. 1)



In diatoms, chlorophytes, and cyanobacteria, NR can be found in the plasmalemma and other cellular membranes; in dinoflagellates NR can be found in chloroplasts; and in

Chlorophytes it can be found in pyrenoids [1]. NR is a sensitive enzyme because if NO_3^- is not present or if NH_4^+ is present in seawater, NR is inactivated. In the dark, NR is inactivated. If NO_3^- is present, NR activity is characterized by a diel cycle. As a result NR is not measurable in the oligotrophic ocean, but easily measured in coastal upwelling areas. Around zooplankton it is repressed by their NH_4^+ excretion and deep in a nitrate-rich water column by the low light.

But, because of these sensitivities, NR activity is a useful oceanographic indicator, of new production. This production is the part of the primary productivity driven by NO_3^- uptake as opposed to regenerated productivity that was driven primarily by NH_4^+ uptake [2]. Here we develop a light-dependent model of new production based on NR activity that predicts strong new production off Peru (Fig. 1 and 2).

The model was based on measurements from the Coastal Upwelling Ecosystem Analysis (CUEA) JASON expedition [3]

MATERIAL & METHODS

Sampling procedures: Water samples were taken along the line ("C"-Line) extending from the coast of Peru to 182 km offshore, during R/V Eastward Leg IV. Four L samples were taken from the morning productivity rosette [4] and filtered using a Gelman glass fiber filter (4.25 μm pore size). The samples were assayed for NR activity by nitrite detection [5]. The new production model was based on: (1) the knowledge that the first step in the phytoplankton NO_3^- assimilation processes is controlled by NR and its V_{max} gives the potential New Production rate [6]; and (2) the well-known direct dependence of NR activity on light and NO_3^- , and its inverse dependence on NH_4^+ [1].

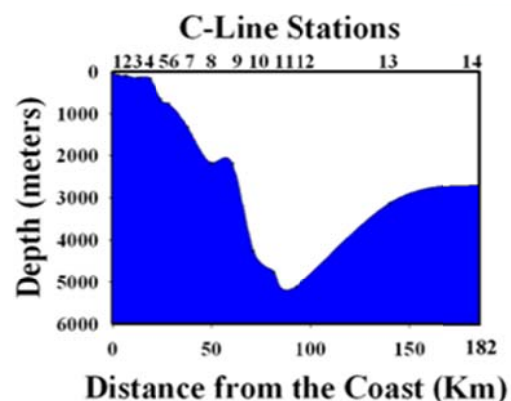


Fig. 1. CUEA C-Line through the Peru upwelling and Trench at 15°S Peru coast on the left.

In the euphotic zone along the C-Line in September 1976, the NO_3^- was always above 4 micro M and the NH_4^+ was always below 0.1 micro M. Accordingly, the NR activity was dependent on the light levels in the euphotic zone and a single-substrate kinetic model was constructed to calculate the New Production Rate (NPR):

$$\text{NPR} = -(\partial[\text{NO}_3^-]/\partial t) = [\text{NR}][\text{hv}]/(\text{K}_{\text{Lt}} + [\text{hv}]) \quad (\text{Eq. 2})$$

Where K_{Lt} = the NR Michaelis constant for Light. NR is the V_{max} of NR. Light [hv] was measured and reported in Langleys. A K_{Lt} of 21.4 ly min^{-1} (2.5% I_0), from a previous upwelling study (Martinez et al, 1987) was used here.

RESULTS & DISCUSSION

Results in the distribution of NR along the water column show high values in surface waters, where there is no limitation by light (Fig. 2). These results are consistent with gross carbon productivity measurements (Fig.3) from [4] when compared using a Redfield ratio for C:N of 06.6 [7].

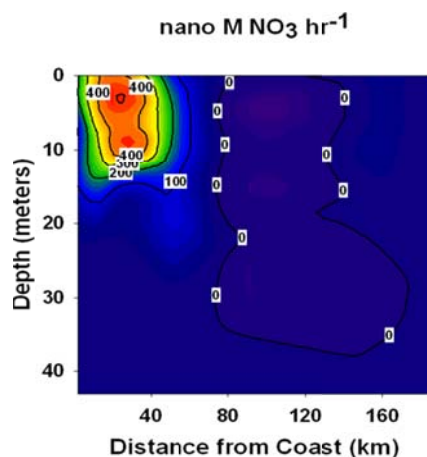


Fig. 2. New Production along the C-Line (12-18 September, 1976) as calculated from nitrate reductase activity in the phytoplankton.

Results in the carbon distribution, as well, show high values in surface water, which correlate with the NR values (Fig. 3), arguing that new production based on the reduction of NO_3^- is equivalent to carbon production.

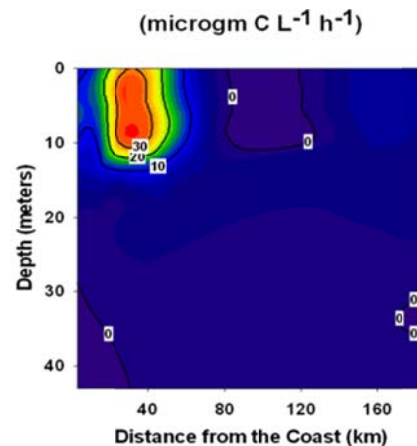


Fig. 3. ^{14}C -Productivity (gross) along the C-Line (12-18 September, 1976) as calculated from 6-hr deck-incubated bottled phytoplankton.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank J. Ammerman, J. Kogelshatz, G. Freidrich, L.A. Codispoti, P. Coble, and J. Topinka, for their help at sea, in all phases of the expedition, with sample analysis, and data processing. This study was supported by CUEA-12 (OCE75-23718) to ttp and BIOMBA (CTM2012-2729-MAR) to mg.

REFERENCES

- 1 – Glibert PM, Wilkerson FP, Dugdale RC, Raven JA, Dupont CL, Leavitt PR, Parker AE, Burkholder JM and Kana TM, 2016. Pluses and minuses of ammonium and nitrate uptake and assimilation by phytoplankton and implications for productivity and community composition, with emphasis on nitrogen-enriched conditions. *Limnology and Oceanography*, 61(1), pp.165-197.
- 2 – Dugdale RC and Goering JJ, 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity.
- 3 – Packard TT and Jones V, 1978. Biochemistry and ecology of the Peru Current: The JASON expedition to the Peru upwelling system, September 1976. CUEA Technical Report No. 46.
- 4 - Barber RT, Huntsman SA, Kogelschatz JE, Osmith WO, Jones BH and Paul JC, 1978 Carbon, chlorophyll and light extinction from JOINT II 1976 and 1977, CUEA Data Report 49, 476 pp.
- 5 – Eppley RW, Coatsworth JL, Solórzano L, 1969. Studies of nitrate reductase in marine phytoplankton.
- 6 – Packard TT, Blasco D and Estrada M, 2004. Modeling physiological processes in plankton on enzyme kinetic principles. In Gili, J.M., J.L. Pretus, T.T. Packard (Eds), *Scientia Marina*, 68 (Suppl. 1): 49-56
- 7 – Geider R, and La Roche J, 2002. Redfield revisited: variability of C: N: P in marine microalgae and its biochemical basis. *European Journal of Phycology*, 37(1), pp.1-17.

Variaciones estacionales de la biomasa fitoplanctónica en el Golfo de Cádiz (2014-2015)

C. González-García^{1,2,*}, L.M. Lubián², C. García-Muñoz² y J. Forja¹

¹ Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, Campus Universitario Río San Pedro, 11510 – Puerto Real, Cádiz, Andalucía, España.

² Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (CSIC), Campus Universitario Río San Pedro, 11510 – Puerto Real, Cádiz, Andalucía, España.

* Correo del autor: cristina.gonzalez@csic.es

RESUMEN

En este trabajo se estudia la evolución estacional de clorofila perteneciente a los grupos pico y nanofitoplanctónicos en el Golfo de Cádiz durante los años 2014 y 2015. Las comparaciones están hechas a lo largo de tres radiales perpendiculares a la costa y en tres de los puntos más característicos de ella, como son la desembocadura del río Guadalquivir, el caño Sancti Petri y el cabo de Trafalgar. Los resultados muestran una gran importancia del pico y nanofitoplancton comparado con el microfitoplancton en todos los transectos durante los dos años. Se ha estudiado con especial atención las dos poblaciones picofitoplanctónicas más importantes, *Prochlorococcus* y *Synechococcus*, y se han determinado sus abundancias y distribuciones estacionales, mostrando a *Synechococcus* en aguas más frías y costeras y *Prochlorococcus* en aguas más cálidas y profundas.

INTRODUCCIÓN

El Golfo de Cádiz se encuentra al suroeste de la Península ibérica, entre el cabo San Vicente, en Portugal, y el Estrecho de Gibraltar. Con una plataforma continental entre 50 y 15 kilómetros de ancho, donde existe mayor variación en cuanto a abundancia y distribución de las poblaciones fitoplanctónicas, debido a los procesos de marea, el aporte de los ríos o el efecto del viento entre otros. Las masas de agua en el Golfo de Cádiz están integradas dentro de la circulación general del Atlántico Noroeste [1]. Estas masas de agua determinan variables físicas como temperatura y salinidad, así como fenómenos de afloramiento y hundimiento. La estacionalidad en el Golfo de Cádiz es importante debido a las diferencias como la circulación superficial, de tipo ciclónico en invierno y anticiclónico en verano, así como cambios en la temperatura y salinidad.

Se tiene especial interés en la posición del DFM (máximo de fluorescencia profundo) en cuál, se corresponde con máximos de abundancia fitoplanctónica debido a interacción de masa de agua, nutrición o penetrabilidad de la luz [2,3] y que varía dependiendo de las condiciones climáticas.

El picofitoplancton es la fracción más pequeña del fitoplancton (0.2-2µm diámetro esférico equivalente (ESD)) y es uno de los grupos que contribuye más efectivamente en regiones oligotróficas como es el Golfo de Cádiz, seguido del nanofitoplancton (2-20µm ESD). Dentro del picofitoplancton los grupos más característicos son *Prochlorococcus* y *Synechococcus* que presentan distribuciones diferentes tanto vertical como

horizontalmente dependiendo de las condiciones climáticas [2, 3, 4].

El objetivo de este trabajo es la visualización general de los cambios producidos entre los años 2014 y 2015 en cuanto a distribución, abundancia y biodiversidad de las comunidades fitoplanctónicas en el Golfo de Cádiz, en comparación con anteriores trabajos en la zona [2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9].

MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio se localiza en el Golfo de Cádiz, al suroeste de la península ibérica. Las muestras han sido tomadas a lo largo de 8 campañas oceanográficas durante los años 2014 y 2015 dentro del proyecto STOCA (Series Temporales de datos Oceanográficos en el Golfo de Cádiz) coordinadas por el Instituto Español de Oceanografía (IEO).

En cada campaña se han realizados 3 transectos con un total de 16 estaciones perpendiculares a la desembocadura del río Guadalquivir y caño Sancti Petri, y al cabo de Trafalgar.

Han sido tomadas muestras para clorofila fraccionada mediante un sistema de doble filtración (GF/F (0,7µm) y 20µm), separando de este modo las clases de tamaño del micro y pico y nanofitoplancton. También se han recogido muestras para análisis mediante citometría de flujo, pudiendo así determinar las principales poblaciones del pico y nanofitoplancton (*Synechococcus*, *Prochlorococcus*, picofitoplancton grande y nanofitoplancton pequeño).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los máximos de clorofila se sitúan, tanto en 2014 como en 2015, en primavera (STOCA 03/2014 y 03/2015), mientras que los mínimos se encuentran en invierno (STOCA 12/2014 y 11/2015). 2015 presenta más clorofila total que 2014, la distribución de esta a lo largo del año es similar, mostrando un máximo general en primavera y otro máximo menor en otoño (octubre), época en la que, durante los dos años analizados, se presentaron temperaturas de agua superficial altas, entre los 18 y 23°C. Los organismos piko y nanofitoplanctónicos son los mayoritarios en el Golfo de Cádiz, sin embargo las mayores concentraciones de clorofila que se sitúan en las zonas costeras y cercanas a la desembocadura de los ríos muestran un mayor predominio del microfitoplancton con abundancias íntimamente ligadas a los ciclos mareales. Piko y nanofitoplancton tienen mayor importancia en zonas oceánicas, siendo responsable de los máximos de clorofila profundos. *Prochlorococcus* y *Synechococcus* son las dos poblaciones responsables de los DFM (Figura 1a), *Prochlorococcus* presenta abundancias mayores (>100000 células/mL) en épocas con temperatura del agua superior a 18°C en superficie, estos máximos normalmente se sitúan entre los 50 y los 90 metros de profundidad y siempre en zonas alejadas de costa, estando poco presente cuando las temperaturas del agua no superan los 15°C, como en primavera e invierno (Figura 1b). *Synechococcus* es el organismo picofitoplanctónico responsable de los máximos profundos (entre 25 y 50 metros) durante primavera e invierno en zonas más cercanas a costa (Figura 1c). Estas dos poblaciones presentan una gran estacionalidad y sus máximos se alternan según las condiciones ambientales.

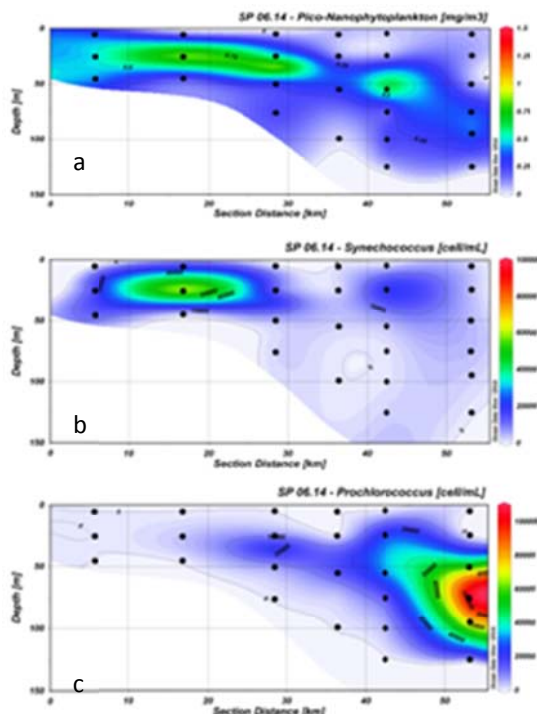


Fig. 1. STOCA junio 2014, radial de Sancti Petri. a) Concentración de clorofila perteneciente al grupo del piko

y nanofitoplancton. b y c) Concentraciones celulares de los grupos *Synechococcus* y *Prochlorococcus*.

AGRADECIMIENTOS

Agradecer a la tripulación de los B/O Ramón Margalef y Ángeles Alvariño por su participación en las campañas. Este trabajo ha sido financiado mediante el proyecto STOCA del IEO y el proyecto CTM2014-59244-C3.

REFERENCIAS

- 1 - Criado-Aldeanueva, F. *et al.*, 2006. Distribution and circulation of water masses in the Gulf of Cadiz from in situ observations. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 53(11-13), pp.1144–1160.
- 2 - Macías, D. *et al.*, 2008. Chlorophyll maxima and water mass interfaces: Tidally induced dynamics in the Strait of Gibraltar. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 55(7), pp.832–846.
- 3 - Anfuso, E. *et al.*, 2013. Seasonal evolution of chlorophyll-*a* and cyanobacteria (*Prochlorococcus* and *Synechococcus*) on the northeast continental shelf of the Gulf of Cádiz: relation to thermohaline and nutrients fields. *Scientia Marina*, 77(S1), pp.25–36.
- 4 - Ribas-Ribas, M. *et al.*, 2013. Picophytoplankton and carbon cycle on the northeastern shelf of the Gulf of Cádiz (SW Iberian Peninsula). *Scientia Marina*, 77(S1), pp.49–62.
- 5 - Garcia, C.M., 2002. Hydrodynamics and the spatial distribution of plankton and TEP in the Gulf of Cadiz (SW Iberian Peninsula). *Journal of Plankton Research*, 24, pp.817–833.
- 6 - Huertas, I.E. *et al.*, 2006. Temporal patterns of carbon dioxide in relation to hydrological conditions and primary production in the northeastern shelf of the Gulf of Cadiz (SW Spain). *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 53(11-13), pp.1344–1362.
- 7 - Echevarria, F. *et al.*, 2009. Spatial distribution of autotrophic picoplankton in relation to physical forcings: the Gulf of Cadiz, Strait of Gibraltar and Alboran Sea case study. *Journal of Plankton Research*, 31(11), pp.1339–1351.
- 8 - Prieto, L. *et al.*, 2009. Oceanographic and meteorological forcing of the pelagic ecosystem on the Gulf of Cadiz shelf (SW Iberian Peninsula). *Continental Shelf Research*, 29(17), pp.2122–2137.
- 9 - Navarro, G. *et al.*, 2012. Seasonal-to-interannual variability of chlorophyll-*a* bloom timing associated with physical forcing in the Gulf of Cádiz. *Advances in Space Research*, 50(8), pp.1164–1172.

Estudio de la miotoxicidad de la simvastatina en juveniles de *Solea senegalensis*

Amparo González-Mira¹, Elena Bote¹, Laura de Miguel¹, Montserrat Solé², Inmaculada Varó³, Amparo Torreblanca^{1*}

¹Dpto. Biología Funcional y Antropología Física. Universitat de València. Dr. Moliner 50, Burjassot 46100 València, Spain.

²Institut de Ciències del Mar (ICM-CSIC). Passeig marítim de la Barceloneta 37-49 08003, Barcelona, Spain.

³Instituto de Acuicultura Torre de la Sal (IATS-CSIC), 12595 Ribera de Cabanes, (Castellón), Spain.

*Corresponding Author: torrebla@uv.es

RESUMEN

La presencia de compuestos farmacéuticos en los ecosistemas acuáticos costeros ha ido en aumento en las últimas décadas y, aunque sus concentraciones rara vez superen los ng/l, son biológicamente muy activos y se desconocen los efectos que podrían ocasionar en los organismos que habitan dichas áreas. La simvastatina (SV) forma parte de ese amplio grupo de compuestos cuya presencia podría suponer un problema ambiental. Este estudio tiene como objetivo identificar posibles daños musculares a través de la determinación de marcadores enzimáticos, en juveniles de *Solea senegalensis*, tras una exposición aguda a SV mediante inyección intraperitoneal (IP; 10 mg/kg). Las muestras de tejido muscular fueron recogidas tras 20, 26 y 44 horas de exposición a SV. Se han determinado los niveles de diferentes transaminasas (gamma-glutamyl transferasa (γ – GT) y aspartato aminotransferasa (GOT)), al igual que los niveles de lactato deshidrogenasa (LHD) como indicadores de daño muscular.

INTRODUCCIÓN

La mayoría de los xenobióticos presentes en las costas son resultado de la combinación entre las aguas fluviales, donde se unen las aguas de escorrentía, los efluentes procedentes de las estaciones depuradoras próximas al río y la aportación de los emisarios submarinos. Aunque estos emisarios están diseñados para favorecer la dilución de la pluma contaminante, la energía de dicha zona no siempre tiene el potencial de dispersarla.

La detección y cuantificación de un número cada vez mayor de sustancias en el agua ha sido posible gracias al avance de las técnicas químicas analíticas. La presencia de sustancias farmacológicas en las aguas procedentes de plantas depuradoras se ha incrementado exponencialmente durante las últimas décadas, lo que lo convierte en un problema medioambiental (Andreu *et al.*, 2016 [1], Boix *et al.*, 2016 [2]).

Las estatinas, entre ellas la simvastatina (SV), son un grupo de fármacos diseñados para el tratamiento de la hipercolesterolemia y la prevención de riesgos cardiovasculares derivados de la misma. Estos reguladores lipídicos se encuentran entre los fármacos más prescritos en los países de Europa Occidental y, debido a su baja tasa de eliminación en las plantas de tratamiento de aguas residuales, sus concentraciones en los ecosistemas acuáticos han ido en aumento en las últimas décadas (Walley *et al.*, 2005 [3]). A pesar de su uso generalizado todavía se desconocen muchas de sus propiedades toxicológicas en los organismos acuáticos, que se ven expuestos a través del medio (Santos *et al.*, 2016 [4]). La SV es administrada como prodroga en su forma lactona,

generalmente más tóxica para el organismo debido a su capacidad de difundirse de manera pasiva a través de las membranas, y una vez en el organismo sufre una biotransformación a su forma ácida, con actividad farmacológica (Skottheim *et al.*, 2008 [5]). Diversos estudios clínicos han demostrado que la miotoxicidad es un efecto secundario frecuente debido al uso de estatinas (Taha *et al.*, 2014 [6]). Por ello, cualquier organismo acuático expuesto a dichos compuestos podría sufrir problemas musculares que dificultarían su desarrollo y funcionamiento. Algunos de los marcadores enzimáticos más usados para determinar miotoxicidad en humanos incluyen la determinación de transaminasas, de lactato deshidrogenasa (LDH) y de creatina kinasa (CK) (Taha *et al.*, 2014).

Este estudio tiene como objetivo identificar posibles daños musculares a través de la determinación de marcadores enzimáticos, en juveniles de *Solea senegalensis*, tras una exposición aguda a SV mediante inyección intraperitoneal (IP; 10 mg/kg).

MATERIAL Y MÉTODOS

El procedimiento número 2015/VSC/PEA/00148 tipo 2 fue solicitado y La Dirección General de Agricultura, Ganadería y Pesca lo autorizó con fecha 28 de julio de 2015. Se aclimataron 28 individuos juveniles de *Solea senegalensis* a las condiciones de la Planta de Acuarios de la Universitat de València tras lo cual se procedió a la exposición aguda a SV. Se establecieron dos tipos de tratamiento consistentes en la inyección intraperitoneal (IP) de SV con una dosis de 10 mg/kg utilizando aceite de

girasol como excipiente. Los animales pertenecientes al grupo control fueron inyectados únicamente con el excipiente. Los peces fueron sacrificados de acuerdo con el procedimiento aprobado y las muestras de tejido muscular fueron recogidas tras 20, 26 y 44 horas de exposición. Se han determinado los niveles de diferentes transaminasas (gamma-glutamyl transferasa (γ -GT) y aspartato aminotransferasa (GOT)), al igual que los niveles de lactato deshidrogenasa (LHD) como indicadores de daño muscular tal como se describe en González-Mira et al (2016) [7].

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados preliminares obtenidos no muestran un efecto claro del tratamiento sobre los enzimas determinados. Una de las posibles razones es que la forma de simvastatina utilizada requiere ser previamente biotransformada para que tenga una actividad farmacológica sobre el músculo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Ciencias e Innovación de España (ref: CTM2010-16611), y por la Generalitat Valenciana (ref: GV-2014/085-PROMETEO-II). Nuestros agradecimientos para S. Piñeiro y L. Cabrera de la Planta de Acuarios-SCSIE de la Universitat de València por el mantenimiento de los peces.

REFERENCIAS

- 1 - Andreu, V., Gimeno-García, E., Pascual, J. A., Vazquez-Roig, P., & Picó, Y. 2016. Presence of pharmaceuticals and heavy metals in the waters of a Mediterranean coastal wetland: Potential interactions and the influence of the environment. *Sci. Total Environ.* 540, 278-286.
- 2 - Boix, C., Ibáñez, M., Sancho, J. V., Parsons, J. R., Voogt, P. & Hernández, F. 2016. Biotransformation of pharmaceuticals in surface water and during waste water treatment: Identification and occurrence of transformation products. *J. Hazard. Mater.* 302, 175-187.
- 3 - Walley, T. Folino-Gallo, P. Stephens, P. & Van Ganse, E. 2005. Trends in prescribing and utilization of statins and other lipid lowering drugs across Europe 1997-2003. *Br. J. Clin. Pharmacol.* 60:5, 543-551.
- 4 - Santos, M.M., Ruivo, R., Lopes-Marques, M., Torres, T., de los Santos, C. B., Castro, L. F. C., & Neuparth T. 2016. Statins: An undesirable class of aquatic contaminants? *Aquat. Toxicol.* 174, 1-9.
- 5 - Skottheim, I. B., Gedde-Dahl, A., Hejazifar, S., Hoel, K. & Asberg, A. 2008. Statin induced myotoxicity: The lactone forms are more potent than the acid forms in human skeletal muscle cells *in vitro*. *Eur. J. Pharm. Sci.* 33, 317-325.
- 6 - Taha, D. A., De Moor, C. H., Barrett, D. A., & Gershkovich, P. 2016. Translational insight into statin-induced muscle toxicity: from cell culture to clinical studies. *Transl Res.* 164(2), 85-109.
- 7 - González-Mira, A., Varó, I., Solé, M., & Torreblanca, A. Drugs of environmental concern modify *Solea senegalensis* physiology and biochemistry in a temperature dependent manner. Submitted for publication March 2016.

Photochemical Transformation of Dissolved Organic Matter to Carbon Dioxide in Southern England, UK.

David González-Santana¹, Kerri Coombes² & Vassilis Kitidis³

¹ Universidad de Las Palmas Gran Canaria, Facultad de Ciencias Mar, Campus Tafira, Las Palmas Gran Canaria 35017, Spain.

² Plymouth University, Drake Circus, Plymouth PL4 8AA, United Kingdom

³ Plymouth Marine Laboratory, Prospect Place, Plymouth PL1 3DH, United Kingdom

ABSTRACT

Dissolved inorganic carbon (DIC) is photochemically produced from coloured dissolved organic matter (CDOM). This is important since dissolved organic carbon (DOC), which in part is CDOM, has increased in UK rivers since scientists started measuring it, at least half a century ago. Therefore, a DIC increase is a possible effect of the DOC increase. This work has found significant correlation between CDOM and the DIC photoproduction rate (p -value = 4×10^{-5}), showing that changes in DOC will conclusively affect DIC. This work has also found that changes in DIC photoproduction rate due to CDOM are 3.1 times higher in riverine water than in oceanic water. This change in the DIC photoproduction rate could be due to different elements and compounds limited in riverine water, but in higher concentrations in oceanic water, or differences in CDOM origin and composition.

INTRODUCTION

Over the last half century, scientists have observed an increase in dissolved organic carbon (DOC) concentrations in UK rivers; in some cases, an increase of up to 65% in 12 years [1, 2]. Coloured dissolved organic matter (CDOM) is the fraction of DOC that absorbs light [3], consequently, an increase in DOC will generate an increase in CDOM. Although the causes of the increase are debated [2], the increase in DOC is accepted. The fate of DOC is uncertain. Potentially, this DOC can be remineralised photochemically or biologically.

It is important to understand the effect an increase in DOC will have in dissolved inorganic carbon (DIC). DIC is photochemically produced from CDOM [4, 5], being CDOM a limiting factor for DIC photoproduction.

Models predict the annual global rate of photochemical production of DIC of around 10^{14} - 10^{15} moles DIC y^{-1} , is in the orders of magnitude as the sequestration of DIC by new production [6]. This equilibrium is produced by the photochemical oxidation production of DIC, and the consequent phytoplankton sequestration, especially during blooms [6] and by outgassing of CO_2 . An increase in DIC creates an imbalance in the equilibrium, therefore, an increase in sequestration or outgassing is possible.

As a result, further analysis is needed to understand this difficult equilibrium, this work has tried to study how the increase in CDOM affects the photoproduction rate of DIC, using samples from Southern England. We have set up a series of experiments to test the hypothesis that DIC photoproduction is dependant of CDOM.

MATERIALS & METHODS

Samples were taken from four different rivers (Dart, Erme, Plym and Tamar rivers) from June to July 2015 and January to April 2016. These rivers were chosen due to a) their proximity to peat marshes, b) their proximity to the marine studied region. The location depended on the accessibility to the site, although samples were taken after the area with peat marshes, and sampled in the middle of the river. Ocean samples were taken from two ocean time series stations. An open-shelf station named E1 ($50.03^\circ N$, $4.37^\circ W$), and a coastal station, L4 ($50.25^\circ N$, $4.22^\circ W$) [7].

Water was sampled in a 20L carboy, which was then gravity filtered through a $0.7 \mu m$ filter and a $0.2 \mu m$ Akropak 1000 filter into an acid-washed, distilled water-rinsed, glass Erlenmeyer flask.

Since low concentrations of DIC are produced photochemically, all carbonate species in the initial sample were stripped prior to irradiation. The sample in the Erlenmeyer was acidified to a pH between 3 and 4 using HCl, and bubbled with CO_2 free air for four hours eliminating over 99.6% of the initial DIC. The sample was then re-buffered to approximately their original pH [4, 5]. The sample was then divided into 3 borosilicate bottles for initial DIC, 3 borosilicate bottles for visible irradiance (VIS) irradiation photoproduction DIC, 4 quartz bottles for UV+VIS photoproduction of DIC and 4 quartz bottles for dark/control DIC. The samples were then irradiated in a custom solar simulator for 48h, whilst the initial DIC was measured [7]. DIC was measured using a Dissolved Inorganic Carbon Analyser (Model AS-C3; Apollo SciTech, Bogart, GA, USA), using Certified Reference Materials (A. Dickson, SIO, Batch 140 and 152).

CDOM was also measured for all the samples. This was done in 5cm cuvettes, using a spectrophotometer (Perkin Elmer Lambda 35), obtaining the absorption coefficient using distilled water as the reference.

RESULTS & DISCUSSION

The first aspect we studied was the DIC photoproduction rate variation with CDOM. Multiple measurements were done for the different subsamples, with a small standard deviation inside each subsample. Dark control samples did not change significantly from the initial DIC values. The dark DIC results were subtracted from the DIC values from the UV+VIS samples obtaining the photoproduced DIC. The values were divided by the time they were inside the solar simulator obtaining the DIC photoproduction rate. These values were plotted against the absorption coefficient at 300nm (CDOM₃₀₀) (Fig. 1).

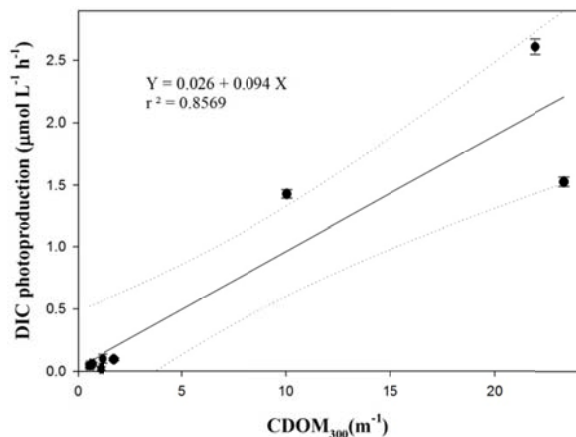


Fig. 1. DIC photoproduction rate variation with CDOM₃₀₀, for oceanic and riverine water. The black line represents the regression line, whilst the dotted line shows the 95% confidence interval.

DIC photoproduction rate for rivers and the ocean stations showed a good positive correlation (p-value = 0.000429) with CDOM₃₀₀. Confirming that a higher CDOM will produce a higher DIC photoproduction rate.

The second aspect we studied was the DIC photoproduction rate variations in seawater. For this work we analysed weekly samples from L4 for two months (Fig. 2). We observed a correlation between the studied parameters (p-Value = 0.0486). Although the rate at which DIC photoproduction varies with respect to CDOM₃₀₀ in only ocean water, decreased over three folds (Fig. 1 and 2). This means that a small change in CDOM in oceanic water is significantly less important than in riverine water, consequently, the observed increases in DOC in riverine water have had a less important impact in the oceanic water. Therefore, more importance should be given to these changes and further experiments should be done to understand the factors which make the effect differ in the different water types.

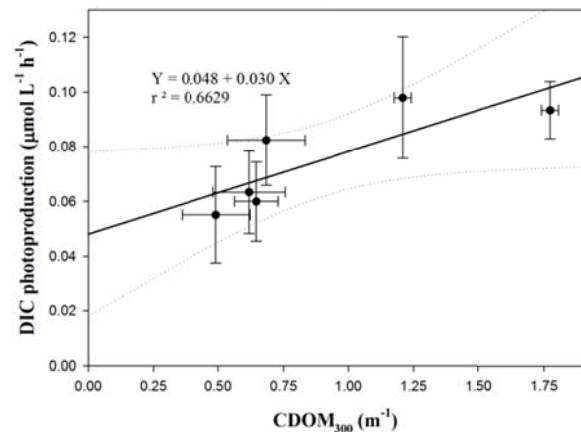


Fig. 2. DIC photoproduction rate variation with CDOM₃₀₀ at L4 during a period of seven weeks (no data for one week).

ACKNOWLEDGEMENTS

This work has been during the Final Degree Work (Trabajo de Fin de Grado), so a special thanks to the Facultad de Ciencias del Mar, UPGC, for allowing students to do this type of research at an undergraduate level. Thanks to the grants Erasmus + Prácticas for their economic input. Finally, to the Plymouth Marine Laboratory, for having the facilities, resources and personnel where these experiments took place.

REFERENCES

- 1 - Freeman C, Evans CD, Monteith DT, Reynolds B, Fenner N, 2001. Export of organic carbon from peat soils. *Nature*. 412(6849):785.
- 2 - Worrall F, Burt T, 2004. Time series analysis of long-term river dissolved organic carbon records. *Hydrological Processes*. 18(5):893-911.
- 3 - Rochelle-Newall EJ, Fisher TR, 2002 Chromophoric dissolved organic matter and dissolved organic carbon in Chesapeake Bay. *Marine Chemistry*. 77(1):23-41.
- 4 - Miller WL, Zepp RG, 1995. Photochemical production of dissolved inorganic carbon from terrestrial organic matter: Significance to the oceanic organic carbon cycle. *Geophysical Research Letters*. 22(4):417.
- 5 - Johannessen SC, Miller WL, 2001. Quantum yield for the photochemical production of dissolved inorganic carbon in seawater. *Marine Chemistry*. 76(4):271-83.
- 6 - Johannessen SC, Peña MA, Quenneville ML, 2007 Photochemical production of carbon dioxide during a coastal phytoplankton bloom. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 73:236-42.
- 7 - Kitidis V, Hardman-Mountford NJ, Litt E, Brown I, Cummings DG, Hartman S, *et al.*, 2012. Seasonal dynamics of the carbonate system in the Western English Channel. *Continental Shelf Research*. 42:30-40.
- 8 - Meng S, Liu Y, 2016. New insights into transparent exopolymer particles (TEP) formation from precursor materials at various Na⁺/Ca²⁺ ratios. *Scientific Reports*. 6(January):19747.

Efectos del fotoperiodo en la producción neta microfitobentónica en sedimentos intermareales.

Sara Haro, José María Crespo, Julio Bohórquez, Miguel Lara, Juan Luis Jiménez-Arias, Alfonso Corzo & Sokratis Pappaspyrou

Departamento de Biología. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz

RESUMEN

Los efectos del fotoperiodo sobre la producción primaria microfitobentónica y el metabolismo neto del sedimento han sido estudiados en un experimento en microcosmos. Mediante el uso de microelectrodos selectivos, se midió a microescala la concentración de oxígeno y la producción neta en la interfase sedimento-agua en distintas condiciones de fotoperiodo. Se realizaron medidas de oxígeno con una frecuencia de 30 min desde antes del inicio de la fase luminosa del fotoperiodo (12 h luz /12 h oscuridad) hasta después del mismo (15 h en total). La producción neta aumentó desde el inicio de la fase luminosa hasta alcanzar los valores máximos ($0,048 \pm 0,007 \text{ mmol O}_2 [\text{mg Chl a}]^{-1} \text{ h}^{-1}$) entre los 300 y 540 min para después disminuir progresivamente hasta al final del periodo de luz, siendo evidente que la producción neta está influenciada por un ciclo endógeno. Este ciclo afecta a la disponibilidad de oxígeno en el sedimento, aumentando paralelamente la concentración máxima y la profundidad de penetración del oxígeno y pudiendo influir por tanto en la vía de mineralización de la materia orgánica y biogeoquímica del sedimento.

INTRODUCCIÓN

Las comunidades microbianas fotosintéticas que habitan en el sedimento son los principales productores primarios en zonas someras. Dada la alta relación superficie / volumen de este tipo de ambientes, las actividades biológicas del microfitobentos ejercen un fuerte control sobre la disponibilidad de oxígeno y nutrientes en la interfase sedimento-agua, afectando en última instancia a la remineralización de la materia orgánica y al reciclado de nutrientes. De este modo el microfitobentos (MPB) juega un papel esencial en los ciclos biogeoquímicos de ambientes someros. Por otro lado, la zona intermareal está expuesta a cambios continuos y cíclicos (mareas, irradiancia o temperatura, entre otros) que pueden afectar al metabolismo de las comunidades bentónicas que habitan en él. Dichos cambios podrían alterar el balance entre la producción y consumo de O_2 dentro del sedimento.

Se ha realizado un estudio para conocer la evolución temporal de la producción neta microfitobentónica durante la fase luminosa del fotoperiodo para describir su evolución temporal así como la existencia de una fase de meseta (periodo en el cual la producción se mantiene constante en sus valores máximos durante un determinado tiempo antes de volver a descender).

MATERIAL Y MÉTODOS

Para la realización del experimento se recolectó sedimento y agua procedente de una zona intermareal del saco interno de la Bahía de Cádiz (Isla del Trocadero; N $36^\circ 30'41,5764''$, O $6^\circ 13' 59,574''$).

El sedimento fue recolectado a dos profundidades distintas: sedimento superficial (primer centímetro) y profundo

(hasta 20 cm de la superficie). Posteriormente, ambos tipos de sedimento se tamizaron y el material se repartió en tubos de metacrilato transparentes (diámetro interno de 5,4 cm y 16 cm de longitud). Primero se colocó el sedimento de la zona más profunda y luego se completó con un par de centímetros de sedimento de la zona superficial. De esta manera se mantuvo una estructura vertical parecida a la encontrada en el campo.

En total se emplearon 6 *cores* de sedimento, que se dejaron aclimatar a las condiciones experimentales durante 5 días antes de comenzar las medidas. Las condiciones experimentales fueron: circulación continua en circuito cerrado de agua de mar recogida *in situ*, temperatura de 16°C y fotoperiodo 12 h luz : 12 h oscuridad con una irradiancia media en la superficie del sedimento durante la fase luminosa de $270 \pm 48 \mu\text{mol fotones m}^{-2} \text{ s}^{-1}$.

El experimento consistió en un seguimiento de los cambios en la concentración de oxígeno en la interfase sedimento-agua a lo largo de 15 h abarcando todo el periodo luminoso del fotoperiodo y parte de las fases de oscuridad anterior y posterior al mismo. Las mediciones se realizaron cada 30 min mediante la utilización de microelectrodos de oxígeno (UNISENSE). Las tasas de respiración en oscuridad (R_{dark}) y producción neta de la capa fotosintética ($P_{\text{n,phot}}$) se calcularon a partir de los perfiles de oxígeno en oscuridad y luz respectivamente [1]. Finalmente, los datos de producción y respiración fueron normalizados por la concentración de clorofila a de los primeros 0,5 cm de sedimento. El análisis de clorofila a se realizó una vez finalizada las medidas con los electrodos y consistió en una extracción con metanol siguiendo protocolos estándar [2].

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A lo largo del experimento se obtuvieron perfiles verticales de oxígeno típicos para las condiciones de luz y oscuridad (Fig. 1). Los valores de producción variaron entre 0,015 y 0,056 mmol O₂ mg Chl⁻¹ h⁻¹ durante la fase luminosa, alcanzándose los valores máximos a partir de los 300-540 min desde el inicio de esta fase.

Este máximo de producción se mantiene constante durante un periodo aproximado de 4 h. Una vez alcanzado el máximo, la producción de oxígeno vuelve a descender (Fig. 2). Por lo tanto, existen evidencias para afirmar que la producción primaria microfitobentónica sigue un ritmo endógeno durante el periodo luminoso del fotoperiodo. Dicho comportamiento ya había sido observado en otros estudios similares [3], en los que los valores máximo de producción se alcanzaron a las 4 h del inicio de la fase luminosa, en vez de 5 h como sería en nuestro caso.

Por otro lado, los valores de respiración en oscuridad fueron mucho más constantes e independientes del tiempo (entre -0,014 y -0,006 mmol O₂ mg Chl⁻¹ h⁻¹). No se encontraron diferencias significativas entre los valores de respiración del inicio y el final de la fase oscura ($F = 3,32$; $p < 0,05$; ANOVA de una vía).

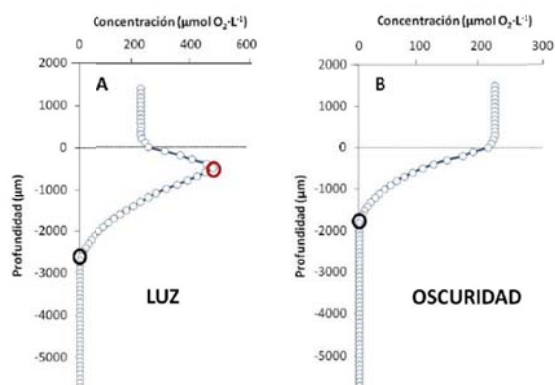


Fig. 1. Perfiles verticales de oxígeno en condiciones de luz y oscuridad. El valor 0 en el eje “y” representa la superficie del sedimento. El círculo negro marca la profundidad máxima de penetración de oxígeno y el círculo rojo indica el pico máximo de oxígeno en el sedimento en luz.

El análisis detallado de los perfiles de oxígeno permitió comprobar que la profundidad de penetración máxima del oxígeno y la concentración máxima en el pico subsuperficial cambian durante la fase luminosa del fotoperiodo. Por tanto, el cambio en el ritmo endógeno de la actividad fotosintética del MPB durante la fase luminosa del fotoperiodo tiene probablemente implicaciones biogeoquímicas importantes para las tasas y vías de mineralización de la materia orgánica a través de los cambios en el grado de oxigenación del sedimento.

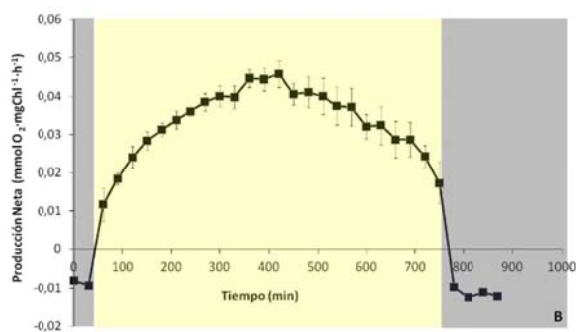


Fig. 2. Evolución temporal de los valores promedio de producción neta y respiración con su error estándar de los 6 cores analizados. La zona gris representa la fase en oscuridad del fotoperiodo y la zona amarilla la fase luminosa.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido financiado por los proyectos “Microecología y biogeoquímica de los sedimentos intermareales de la Bahía de Cádiz. Forzamiento físico por el ciclo mareal y el fotoperiodo (MICROBAHIA)” (CTM2013-43875-R) e “Interacción de los procesos microbianos y geoquímicos en la atenuación natural de la contaminación por drenaje ácido de minas en embalses y estuarios” (P11-RNM-7199).

REFERENCIAS

- 1 - Revsbech, N. P., Jørgensen, B. B., Blackburn, T. H., & Cohen, Y., 1983. Microelectrode studies of the photosynthesis and O₂, H₂S and pH profiles of a microbial mat. *Limnology and Oceanography*. 28, 1062–1074.
- 2 - Ritchie, R. J., 2008. Universal chlorophyll equations for estimating chlorophylls a, b, c, and d and total chlorophylls in natural assemblages of photosynthetic organisms using acetone, methanol, or ethanol solvents. *Photosynthetic*, 46(1), 115-126.
- 3 - Kwon, B. O., Khim, J. S., Park, J., Ryu, J., Kang, S. G., & Koh, C. H., 2012. Short-term variability of microphytobenthic primary production associated with in situ diel and tidal conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 112: 236-242.

Contribución al conocimiento del zooplancton en el entorno del volcán *Enmedio* (Campaña VULCANA0515)

Fátima Hernández¹, Alejandro de Vera¹ & Francisco García-Talavera Fariña¹

¹ Museo de Ciencias Naturales. Naturaleza y El hombre. Antiguo Hospital Civil. Santa Cruz de Tenerife. Cabildo de Tenerife. fatima@museosdetenerife.org

RESUMEN

Se presentan los resultados del zooplancton (quetognatos y moluscos) de estaciones de la primera campaña del proyecto VULCANA (Instituto Español de Oceanografía) (Vulcana0515, mayo de 2015). Las muestras se han capturado mediante red triple WP-2 (200 micras de luz de malla) en las estaciones EM1-M1, EM1-M2, EM2-M1 y EM2-M2, de profundidades de muestreo, 200, 1.700, 1.900 y 200 metros respectivamente. En relación a quetognatos, tres mil novecientos sesenta y tres ejemplares (2.086 adultos y 1.877 juveniles) han sido analizados. Diecinueve especies se han determinado, algunas típicas de profundidad, complejas de observar en estado III de madurez. Destacamos la presencia de *Sagitta bierii* (en estado II de madurez), considerada rara en la zona de estudio, así como el interés de seis ejemplares del género *Eukrohnia* (determinados como *E. aff. bathypelagica*), objeto de un trabajo anterior (Hernández *et al.* 2015). Se presentan datos respecto a talla y estado sexual en relación con las características oceanográficas del enclave para el grupo de quetognatos. Respecto a moluscos planctónicos, se examinaron 3829 ejemplares. Destacan numerosos juveniles de *Heliconoides inflatus* (d'Orbigny, 1834), con abundancias por pesca que varían entre 260 individuos (St. H1EM2) y 2450 individuos (St. H1EM1), mientras que solo seis adultos fueron identificados en las mismas muestras. Los *blooms* generados por esta especie están escasamente documentados en la bibliografía, atribuyéndose a su carácter de bioindicadores de entornos alterados o a fenómenos de primocolonización de masas de aguas con nuevas características oceanográficas (El-Shabrawy, 2006). Asimismo, abundancias superiores a lo habitual para esta región de las especies *Creseis conica*, *Creseis virgula*, *Desmopterus papilio* y *Atlanta lesueuri* se relacionan con condiciones anómalas o inestables del medio marino (Cruz, 1998).

Proyecto “Paleontología de la Macaronesia. Espacio Virtual (PAMEV)”

C. Nayra Hernández Acosta^{1,2}, Rubén Bolaños Naranjo¹, Juan Francisco Betancort Lozano² y Mayte Tames-Espinosa³

¹ Biblioteca general de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Campus Universitario de Tafira. 35017. Las Palmas de Gran Canaria, Canarias. nayra.hernandez@ulpgc.es; ruben.bolaños@ulpgc.es

² Asociación de Estudios Paleontológicos de Canarias, PALEOCANARIAS. Laboratorio de Paleontología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Facultad de Ciencias del Mar. Campus Universitario de Tafira. 35017. Las Palmas de Gran Canaria, Canarias. Juanbetancort@gmail.com

³ Grupo de Ecofisiología de Organismo Marinos, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Facultad de Ciencias del Mar. Campus Universitario de Tafira. 35017. Las Palmas de Gran Canaria, Canarias.

RESUMEN

El proyecto “Paleontología de la Macaronesia. Espacio Virtual (PAMEV)” –PEJ-2014-A-83608-, del que es responsable la Biblioteca Universitaria de Las Palmas de Gran Canaria, se sustenta en la musealización virtual y digitalización de las importantes colecciones paleontológicas de los archipiélagos de Azores, Madeira, Canarias y Cabo Verde del Laboratorio de Paleontología de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC). El objetivo de esta herramienta es la de iniciar un espacio para la divulgación de colecciones propias de la ULPGC, tanto para especialistas con fines investigadores, como público en general, en los campos de la zoología, botánica, ecología, biodiversidad, paleontología, oceanografía y cambios climáticos globales detectados en Canarias y en los otros archipiélagos del Atlántico norte subtropical.

INTRODUCCIÓN

Este proyecto de musealización virtual trata de desarrollar una herramienta web que sea atractiva, útil y de fácil acceso, alojada en los servidores de la Biblioteca Universitaria que, dotada de los datos y contenidos adecuados, actúe como museo o espacio virtual de las colecciones propias de la ULPGC, orientada a la divulgación y cultura científica, educación y sensibilización ambiental, persiguiendo que sea un punto de referencia en los campos de la zoología, botánica, ecología, biodiversidad, paleontología, oceanografía y cambio climático en Canarias y Región Macaronésica, desde la que poner en valor la riqueza natural de Canarias con fines de conservación y que sirva como modelo de buenas prácticas para la toma de decisiones administrativas en lo referente a la protección y conservación del medio natural.

Las colecciones a trabajar pertenecen al Laboratorio de Paleontología de la ULPGC del grupo BIOCON y que se encuentra en avanzado estado de catalogación y tratamiento, incluyendo numerosos artículos, trabajos recientes de grado y posgrado sobre los mismos. Se encuentran bajo la dirección de los doctores Joaquín Meco Cabrera –con más de 40 años de trabajo con testimonios fósiles-, Juan Francisco Betancort Lozano y Luis Felipe López Jurado, que cuenta con una ingente cantidad de materiales, datos y publicaciones en el campo de la paleontología terrestre.

El proyecto consta de dos años para su realización y los objetivos fundamentales son la puesta en marcha de un **museo virtual** que garantice el libre acceso e interactividad total para los visitantes, tanto comunidad científica como

público en general. Esta herramienta deberá, a su vez, tener una solución para la consulta y participación, con el objeto de permitir la comunicación entre los gestores, conservadores y estudiosos de las diferentes colecciones de especímenes y datos para establecer un flujo de comunicación permanente.

Inicialmente, se persigue incluir en este museo virtual, modelos digitales con reconstrucción 3D e iluminación infográfica de la importante colección fósil. Crear una estructura virtual de Salas de exposiciones permanentes y temporales. Las permanentes, formadas por las colecciones propias de la ULPGC con datos y resultados de investigación, accesibles al público en general, pero especialmente orientadas a los investigadores. Las temporales, dirigidas específicamente al público en general, reforzadas por materiales didácticos y con apoyo de eventos presenciales (charlas, pósters, paneles, etc.). Además, promocionar esta herramienta entre la comunidad universitaria que facilite la cooperación científica en este ámbito y la necesaria interacción entre los grupos de investigación y la Biblioteca Universitaria mediante el aporte de colecciones, datos y metadatos para ir abarcando en un futuro lo que sería un *Espacio Virtual de Ciencias de la Macaronesia*; y establecer un marco de trabajo donde la comunidad científica en las diferentes áreas de las Ciencias Naturales implicadas pueda generar proyectos y líneas de investigación, establecer intercambio de experiencias y también de divulgación y comunicación con el público en general.

Este proyecto es el primer paso hacia un Espacio Virtual de Ciencias vinculado a la ULPGC y a sus grupos de investigación con un aporte continuo de materiales y

coleccionas que además podría convertirse en espacio físico con exposiciones permanentes y temporales.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las colecciones a tratar se dividen en dos líneas: fósiles marinos y fósiles terrestres.

La colección de fósiles de origen marino de la ULPGC abarca la historia climática y ecológica de Canarias y el Atlántico Norte desde prácticamente su origen. La interpretación de estos materiales fósiles permite estudiar la evolución de las condiciones climáticas y ecológicas de los organismos marinos a cambios globales [2]. Estas colecciones están compuestas por especímenes fósiles de ambientes marinos de edad neógena, concretamente pliocena (Fig.1) [3]; Pleistoceno y Holoceno actual y son el objeto de trabajo y desarrollo de numerosas publicaciones científicas. Destaca en estas colecciones ejemplares de *Persististrombus coronatus* (Defrance, 1827), *Rothpletzia rudista* Simonelli (Rothpletz y Simonelli, 1890), *Siderastraea miocenica* (Osasco, 1897), *Isognomon soldanii* (Deshayes, 1836) o *Megaselachus megalodon* (Agassiz, 1835), *Persististrombus latus* (Gmelin, 1791), *Harpa doris* (Röding, 1798) o *Saccostrea cucullata* (Born, 1778)



Fig. 1. *Clypeaster aegyptiacus*, equinodermo fósil, de edad neógena (plioceno) encontrado en los niveles marinos de Barranco Seco, Gran Canaria.

Las colecciones fósiles terrestres del profesor Luis Felipe Jurado, constan de reptiles extintos como son los lagartos y tortugas de Canarias [1] y Cabo Verde, mamíferos de las Islas Canarias, y aves de la Macaronesia, que nos permiten la reconstrucción de la biodiversidad pasada de estas islas. Entre toda esta colección cabe destacar los diversos holotipos y paratipos que encontramos como, por ejemplo, el holotipo y paratipo de *Gallotia auaritae* (Mateo, 2001), lagarto gigante de La Palma; y el holotipo de rata gigante de Gran Canaria (López-Martínez y López-Jurado, 1987).

La digitalización de los materiales se llevará a cabo mediante el uso de dos programas de modelado 3D, estos son el *Agisoft PhotoScan* y el *Autodesk 123D Catch* (se utilizará uno u otro según el resultado obtenido para cada caso) que permiten la creación de modelos 3D mediante el uso de fotografías previas. El proceso consiste en situar el objeto en cuestión sobre una superficie, en la que se le puedan tomar numerosas fotografías desde cualquier ángulo, con solapamiento de imágenes entre fotos, siempre apuntando directamente al objeto e intentado que se

aprecien todos los detalles posibles. Posteriormente el software elabora el modelo 3D basándose en un complejo algoritmo de fotogrametría. Dicho modelo se puede observar directamente en el propio visor del programa, o

ser exportado a otros formatos, incluyendo PDF en caso del *Agisoft Photoscan*.

El *Autodesk 123D Catch* es un programa gratuito, de la empresa *Autodesk* (la misma que la del famoso programa de diseño asistido por computadora *AUTOCAD*). Este programa realiza la creación del modelo 3D en la nube, donde se suben directamente las fotos tomadas y construye directamente el modelo 3D obtenido.

El *Agisoft Photoscan* es un software de pago de la empresa *Agisoft* y a diferencia del *Autodesk 123D Catch*, éste realiza el cómputo en la misma máquina del usuario y ofrece una mayor calidad en el modelado 3D.

Para la toma de fotos, en nuestro caso, se utilizará la cámara réflex digital NIKKON D7100 y con objetivo macro NIKKOR 60MM MICRO F2.8G AF-S, para una mayor calidad fotográfica, ya que la mayoría de las piezas fósiles son de un tamaño inferior a los 10 centímetros.

AGRADECIMIENTOS

Nuestros agradecimientos al proyecto PAMEV, –PEJ-2014-A-83608- y a los profesores Joaquín Meco Cabrera y Luis Felipe López Jurado por la ayuda prestada en cada momento y sesión de los materiales. Agradecer a Avelina Fernández por su completa implicación en cada trabajo que se realiza en el proyecto y ayuda aportada.

REFERENCIAS

- 1 - López-Jurado, L. F. (1985). Los reptiles fósiles de la Isla de Gran Canaria (Islas Canarias). *Bonn. zool. Beitr.* 36(3/4), 355-364.
- 2 - Meco J., Betancort J.F., Ballester J., Fontugne M., Guillou H., Scaillet S., Lomoschitz A., Cilleros A., Carracedo J.C., Petit-Maire N., Ramos A.J.G., Perera M.A., Soler-Onis E., Medina P., Montesinos M., Meco J.M. (2008) Historia Geológica del Clima en Canarias. 296 pp.
- 3 - Meco, J., Koppers A.A.P., Miggins D.P. Lomoschitz, A., & Betancort, J.F. (2015) The Canary Record of the Evolution of the North Atlantic Pliocene: New 40Ar/39Ar Ages and Some Notable Palaeontological Evidence. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology.* 435 (2015):53-69.

LALDEA`84. Descripción gráfica y metodológica de la primera excavación de un yacimiento de vertebrados terrestres fósiles en las Islas Canarias

C. Nayra Hernández Acosta¹, Juan Francisco Betancort Lozano^{1,2}, Luis Felipe López Jurado², Mayte Tames-Espinosa³

¹Asociación de Estudios Paleontológicos de Canarias, PALEOCANARIAS. Laboratorio de Paleontología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Facultad de Ciencias del Mar. Campus Universitario de Tafira. 35017. Las Palmas de Gran Canaria, Canarias. nayra_ha@outlook.es:Juanbetancort@gmail.com

² Departamento de Biología. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Facultad de Ciencias del Mar. Campus Universitario de Tafira. 35017. Las Palmas de Gran Canaria, Canarias.

³ Grupo de Ecofisiología de Organismo Marinos, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Facultad de Ciencias del Mar. Campus Universitario de Tafira. 35017. Las Palmas de Gran Canaria, Canarias.

RESUMEN

La excavación paleontológica realizada en el año 1984 en La Aldea de San Nicolás (Gran Canaria), conocida como LALDEA`84, consistió en el estudio paleontológico, palinológico y sedimentológica del fondo de una laguna costera de medianas dimensiones. El contenido biológico que en ella residía permitió catalogar numerosas especies y describir una nueva para la isla, la rata gigante de Gran Canaria, *Canariomys tamarani*. Estos trabajos sentaron las bases de proyectos destinados a conocer las condiciones climáticas del holoceno en Canarias y, a día de hoy, han sido retomados.

INTRODUCCIÓN

El yacimiento constituye una laguna aluvial muy cerca de la línea costera, de medianas dimensiones y que mostraba un estrecho paralelismo con lo que, durante la segunda mitad del Siglo XX, se denominó “El Charco” de San Nicolás de Tolentino (Fig. 1). Este charco se formaba irregularmente y exclusivamente cuando coincidían ciertas condiciones ambientales, tales como intensa pluviosidad en las zonas situadas en la cabecera del barranco durante periodos cortos de tiempo. Esta concentración de una lluvia intensa y persistente generaba una gran y repentina corriente de agua que, descendiendo a gran velocidad por el cauce del barranco, tenía la potencia necesaria como para abrir una más o menos amplia conexión con el océano atlántico a través de una playa formada durante los meses o quizás años precedentes. Una vez terminadas las lluvias, la acción de las mareas volvía a regenerar la abertura creada en la playa; quedando como único vestigio del dinamismo anterior, una laguna litoral de dimensiones variables llena de agua dulce y en cuyo perímetro se asentaban muchas y diferentes especies tanto de flora como de fauna, formando un singular ecosistema que, a su vez, atraía a otras especies que vivían a todo lo largo y ancho del barranco llegadas al charco para satisfacer sus necesidades básicas. Diremos por último que el “charco fósil” que encontramos aquí, estaba situado aproximadamente a unos 50 metros barranco arriba del área que durante los últimos 50 años ocupaba el “charco actual”.

MATERIAL Y MÉTODOS

En primer lugar, fue necesario eliminar estrato arenoso que estaba siendo explotado como cantera para la construcción y que cubría al estrato arcilloso o lecho fangoso/arenoso del charco.

Para la excavación, se utilizó el sistema Wheeler (delimitación de parcelas a excavar separadas por testigos). El comienzo de la excavación en cada parcela seleccionada, se llevó a cabo decapando en paralelo superficies según volúmenes de un grosor de 10 a 15 cm aproximadamente y descendiendo paulatinamente conforme se terminaban las superficies ya examinadas. De este modo cada parcela se fue excavando poco a poco hasta llegar a la zona más profunda, en la que entraba en contacto con el nivel freático marino en pleamar y donde al mismo tiempo se terminaba el estrato fértil.



Fig. 1. Desembocadura del barranco de San Nicolás de Tolentino, La Aldea (Gran Canaria).

En cada una de las parcelas excavadas se midió la potencia de los pequeños estratos diferenciados, correspondientes a distintos episodios de escorrentía por el barranco que llegaban a elevar la cantidad de arcillas y limos que formaban el fondo de la charca. Estos pequeños y estrechos pero importantes estratos, fueron analizados y estudiados mediante la toma de muestras para la búsqueda de toda la información posible de tipo geológico y palinológico.

Una vez finalizada la excavación, para prevenir posibles accidentes y evitar que el yacimiento se convirtiese en un basurero, se procedió a taparlo con arena, con la ayuda de una pala mecánica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Uno de los primeros resultados obtenidos consistió en el descubrimiento de una capa de arcillas quemadas por un incendio y fragmentadas en pequeños trozos. Estas arcillas mostraban improntas vegetales de cañas de la especie *Arundo donax*. Se encontraron numerosos restos óseos de lagartos gigantes de Gran Canaria (*Gallotia aff. stehlini*), algunos de ellos quemados por un incendio. Todas las clases de edad de la población están representadas en las muestras encontradas. Además, se encontraron numerosos restos fósiles de otros reptiles (lisas y perenquenes) hoy ampliamente difundidas en Gran Canaria y sus tamaños son similares a los de los restos fósiles. Ecológicamente implica una variada herpetofauna para una isla volcánica.

En cuanto a las aves, un mínimo de seis especies de la ornitofauna cuaternaria de Gran Canaria fueron halladas en este yacimiento, entre ellas una especie de paloma de laurisilva [1] que muestran que en esta zona había probablemente bosques de laurisilva. Los tamaños de aves que se encontraron varían desde un canario hasta una gaviota.

Los mamíferos que se encontraron fueron ratones domésticos, ratas gigantes endémicas y un resto de cánido. Se describieron por primera vez a estas grandes ratas de Gran Canaria, *Canariomys tamarani* (López-Martínez & López-Jurado, 1987), muy similares a las encontradas en Tenerife años antes, la conocida *Canariomys bravoii* [2]. Estas ratas eran de hábitos herbívoros y de gran tamaño, alcanzando el quilo de peso.

Por último, y posiblemente, el hallazgo de mayor importancia, fue el descubrimiento de un diente canino inferior izquierdo perteneciente a un cánido (perro). Aunque aún falta por analizar si se trata de un perro doméstico o silvestre, posiblemente ésta sea la única prueba material conocida hasta hoy de que el nombre de la isla de CANARIA, le fue dado por el rey Juba II a causa de la afirmación que hicieron sus exploradores al encontrar esta isla "llena de grandes perros".

Hoy en día este yacimiento sigue sepultado y cubierto por una densa vegetación (Fig. 2). En un futuro se pretende iniciar una nueva excavación para seguir explotando este yacimiento que mucho tiene que seguir dando a la biodiversidad pasada de las Islas Canarias.

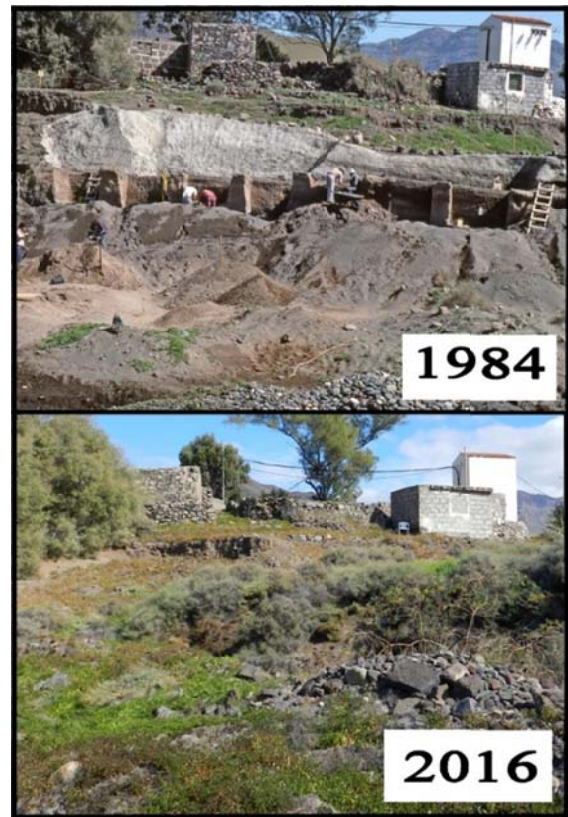


Fig. 2. Comparación gráfica del yacimiento paleontológico entre el año 1984 y 2016.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimientos al proyecto "Paleontología de la Macaronesia. Espacio Virtual" con referencia PEJ- 2014-A-83608-. Proyecto llevado a cabo por la Biblioteca Universitaria de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

REFERENCIAS

1. Alcover, Josep A. & Florit, Xisca (1989). Els Ocells del jaciment arqueològic de La Aldea, Gran Canaria. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 56: 47-55.
2. Crusafont-Pairo, M. y Petter, F. (1964). Un Muriné géant fossile des iles Canaries *Canariomys bravoii* gen. nov., sp. nov. *Mammalia*, 28:607-612.
3. López-Martínez, N. & L.F. López-Jurado (1987). Un nuevo múrido gigante del Cuaternario de Gran Canaria, *Canariomys tamarani* nov. sp. (Rodentia, Mammalia). *Doñana*, 2: 1-66.

Aguas tratadas como principal ruta de incorporación de piretroides en el sur de la cuenca de las Californias: su distribución en sedimentos y organismos

Félix Augusto Hernández-Guzmán^{1,2}, José Vinicio Macías-Zamora¹ & Nancy Ramírez-Álvarez¹

¹ Instituto de Investigaciones Oceanológicas – Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Transpeninsular Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas. C.P. 22860. Ensenada, Baja California, México.

² Facultad de Ciencias Marinas – Universidad Autónoma de Baja California. Carretera Transpeninsular Ensenada-Tijuana No. 3917, Fraccionamiento Playitas. C.P. 22860. Ensenada, Baja California, México.

RESUMEN

En muestras colectadas en 2013 se determinó la concentración y distribución espacial de diez piretroides, así como fipronil y dos de sus metabolitos en muestras de sedimentos superficiales y mejillones (*Mytilus californianus*) en el sur de la Cuenca de las Californias. El área de estudio comprende desde la frontera Estados Unidos-México hasta Bahía Todos Santos, donde se evaluó las condiciones actuales para establecer la línea base de estos contaminantes en la región. Se caracterizaron los efluentes de las principales plantas de tratamiento que descargan en el área de estudio para identificar los aportes provenientes por este medio, el cual se atribuye es la principal vía de incorporación de estos contaminantes al medio marino. Cipermetrina, bifentrina y permetrina fueron los tres piretroides comúnmente identificados en el sedimento, representando en conjunto hasta el 90% de la concentración total en los sitios analizados. En sedimentos, las 91 muestras analizadas mostraron concentraciones totales de piretroides ($\Sigma 10$ Pyr) en el rango de 0.01 – 6.63 ng/g en peso seco, encontrándose las mayores concentraciones en Bahía Todos Santos y Estero Punta Banda.

INTRODUCCIÓN

Los piretroides son una familia de compuestos de origen sintético con actividad insecticida, los cuales son ampliamente utilizados en la agricultura y comercializados en productos para el control de plagas en los hogares. Su uso extensivo en la actualidad se debe a que estos presentan menor persistencia en el ambiente y baja toxicidad en mamíferos y aves a comparación de otros insecticidas tales como los organoclorados, organofosforados y carbamatos. No obstante, se ha documentado que la exposición a estos compuestos a bajas concentraciones repercute significativamente en las poblaciones de peces y de invertebrados acuáticos dado a su incapacidad de metabolizar dichas sustancias.

Debido a sus propiedades fisicoquímicas, los piretroides son altamente hidrofóbicos y suelen adsorberse al material particulado, siendo esta la principal vía de transporte y distribución en el medio ambiente. Las principales rutas de incorporación de piretroides al medio marino incluyen escurrimientos agrícolas y urbanos, derrames, descargas de aguas residuales municipales e industriales, entre otros.

La cuenca del sur de California comprende una amplia franja costera localizada en la costa oeste de Estados Unidos y México. Se extiende desde Punta Concepción en el estado de California, EU hasta Cabo Colonet en Baja California, México.

En un trabajo realizado en la parte sur de la Cuenca de las Californias, desde la frontera Estados Unidos-México hasta Bahía Todos Santos, se determinó la composición y

distribución espacial de piretroides y fipronil en sedimentos marinos y mejillones (*Mytilus californianus*) para evaluar las condiciones actuales y establecer la línea base de estos contaminantes. Además, se caracterizaron los efluentes de las principales plantas de tratamiento con incidencia en el área de estudio para caracterizar los aportes provenientes por esta vía debido a que los escurrimientos superficiales por arroyos o ríos son escasos debido a las bajas precipitaciones en la región.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se determinaron diez insecticidas piretroides (bifentrina, fenpropatrina, l-cihalotrina, fipronil y sus metabolitos, cis/trans-permetrina, ciflutrina esfenvalerato, cipermetrina, deltametrina) en efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, sedimentos superficiales y mejillones (*Mytilus californianus*).

Como parte de la campaña de muestreo Bight 2013 realizado en el sur de la Cuenca de las Californias, se colectaron 91 muestras de sedimento superficial distribuidas a lo largo de la costa entre la frontera Estados Unidos-México hasta Bahía Todos Santos (Fig. 1). El protocolo para la selección de los sitios consideró un muestreo aleatorio estratificado como es requerido en los proyectos realizados en la Cuenca Sur de California (Southern California Bight) y en el que se considera tres estratos de profundidad (somera: 10-30m, intermedia: 30-

120m, y profunda: 120-200m)[1]. Para la colección del sedimento superficial se utilizó una draga Van-Veen de 0.1m² para 79 de los 91 sitios. En los sitios restantes ubicados dentro del Estero Punta Banda, se utilizó una draga Petite Ponar de 0.02m². En ambos casos se colectaron los 2cm superficiales del sedimento y las muestras colectadas fueron congeladas para su posterior análisis en el laboratorio. Adicionalmente se colectaron muestras para el análisis granulométrico y de contenido de carbono orgánico total del sedimento.

En el caso de los organismos, se colectaron 14 muestras compuestas de 60 mejillones (*Mytilus californianus*) de talla comercial cada una para los cinco sitios seleccionados a lo largo de la zona de estudio. Con el fin de caracterizar los aportes provenientes de las aguas tratadas se colectaron muestras compuestas de 18 litros de cada una de las seis principales plantas de tratamiento que descargan en el área de estudio. Las muestras de los efluentes fueron filtradas en el laboratorio a través de un filtro GF/F y el material particulado colectado fue preservado en congelación hasta su posterior análisis.

La metodología empleada consiste en modificación del método propuesto por Lao y colaboradores [2]. Brevemente, se utilizó un sistema de extracción Soxhlet con diclorometano por 16 horas seguido de limpieza del extracto en columna de florisil desactivado al 6% previo a su análisis por cromatografía de gases. El análisis de estos compuestos se realizó mediante cromatografía de gases con detector selectivo de masas-masas en modo de Ionización Química Negativa (GC-NCI-MS/MS/QQQ). Como controles de calidad se emplearon blancos de procedimiento, blancos fortificados, estándares surrogados (BDE33 y PCB209) y estándares internos (PCB30 y PCB205). Los límites de detección del método analítico para los compuestos piretroides fueron de 0.01 ng/g d.w. en sedimento, 0.03 ng/g w.w. en organismos y 0.02 ng/L para las muestras de los efluentes de aguas tratadas.

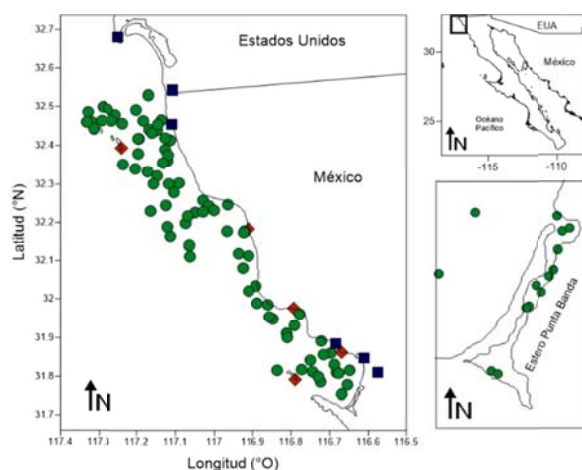


Fig. 1. Área de estudio. Los círculos, cuadrados y rombos representan los sitios donde muestras de sedimento, mejillones y aguas residuales fueron colectadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La totalidad de las muestras de sedimento, aguas residuales y mejillones analizadas en este trabajo presentaron al menos dos compuestos en concentraciones detectables. Cipermetrina, permetrina y bifentrina conformaron la composición predominante de piretroides en las muestras de sedimento contribuyendo hasta el 90% de la concentración encontrada en cada sitio. Como tendencia general, las mayores concentraciones de piretroides en sedimento se observaron en el estrato sur del área de estudio, área comprendida por la Bahía Todos Santos y Estero Punta Banda (Tabla 1). No se encontró correlación entre las concentraciones medidas en los sitios con la distribución del tamaño de grano (fracción menor a 63µm) o con el contenido de carbono orgánico total. El inventario de masa total de piretroides estimado en los sedimentos superficiales para la bahía y el estero es de 5.06 y 0.08kg, respectivamente. En tanto, se estima que en conjunto las cinco plantas de tratamiento de aguas residuales descargan cerca de 0.13kg diarios de piretroides hacia la costa, predominantemente sulfuro de fiponil, bifentrina permetrina y cipermetrina.

Las concentraciones totales de piretroides medidas en los mejillones en el estrato sur se encuentran en el rango de 1.7 a 4.9 ng/g en peso húmedo, lo cual es hasta 10 veces mayor a lo observado en los sedimentos. Cabe mencionar que la composición encontrada de piretroides en los mejillones es similar a la observada en los sedimentos, predominando cipermetrina, bifentrina y permetrina.

Tabla 1. Concentraciones totales de piretroides en sedimento superficial (ng/g d.w)

Estrato	n	Promedio	Min – Max	Std. Dev
Norte	41	0.09	0.02 – 0.54	0.128
Centro	19	0.17	0.04 – 0.51	0.137
Sur	19	0.58	0.08 – 6.63	1.488
Esteros	41	0.43	0.05 - 2.02	0.512

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Capt. Charles Moore y Fundación Algalita por su apoyo en la realización del muestreo a bordo de la embarcación ORV Alguita. A su vez agradecemos el apoyo de la UABC por el financiamiento parcial de este trabajo a través de la 17ª Convocatoria Interna y al CONACyT por la beca doctoral de FA. Hernández-Guzmán.

REFERENCIAS

- Macías-Zamora, J. V.; Ramírez-Álvarez, N.; Sánchez-Osorio, J. L., 2010. A Decadal Trend Study (1998-2008) of POPs in Marine Sediments at the South of the Southern California Bight. *Sci. Total Environ*, 491-492, 205–211.
- Lao, W., Tsukada, D., Greenstein, D.J., Bay, S.M., Maruya, K.A., 2010. Analysis, occurrence, and toxic potential of pyrethroids, and fipronil in sediments from an urban estuary. *Environ. Toxicol. Chem.* 29, 843–51.

Blanquizales en Canarias: ¿problema trófico u oportunidad para la creación de Áreas Marinas Protegidas?

Yurena A. Hernández-Marrero¹ & Remedios Cabrera-Castro²

¹ Departamento de Biología. Facultad de Ciencias del Mar. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

² Departamento de Biología. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Universidad de Cádiz.

RESUMEN

En el presente trabajo se ha realizado una revisión bibliográfica sobre el estado de los blanquizales provocados por el erizo de mar *Diadema africanum* en el Archipiélago Canario. *D. africanum* es un erizo de mar muy voraz. En Canarias sus poblaciones cada vez son más numerosas, debido a que existe una sobrepesca de sus predadores naturales que parece estar ocasionando un efecto negativo en niveles tróficos inferiores. Además, este erizo presenta una buena estrategia reproductiva, lo que favorece que sus poblaciones se multipliquen y sean cada vez más extensas, agravando la situación del ecosistema. *D. africanum* es capaz de crear verdaderos desiertos submarinos conocidos en Canarias como *blanquizales*. En este trabajo se ha recopilado y analizado la documentación existente sobre la especie según la metodología *Prisma Statement*, con la idea de realizar propuestas que ayuden primero a disminuir los efectos negativos sobre el ecosistema y segundo a restablecer en un futuro el equilibrio del mismo. Son numerosas las propuestas para controlar las distintas poblaciones de esta especie: disminución controlada, instalación de arrecifes artificiales o incluso la utilización como harina para piensos. Aunque la más acertada parece ser la creación de áreas protegidas previa recolección manual de un alto porcentaje de los individuos. Sin embargo, hasta ahora, parece que las estrategias y decisiones tomadas por la administración para un correcto manejo son muy escasas.

INTRODUCCIÓN

La especie *D. africanum* es una de las especies más significativa del Filum Echinoderm que encontramos por toda la región Macaronesia [1,2]. En Canarias es comúnmente conocido como erizo de lima, erizo de púas largas, eriza o ericera [1,2]. Tiene una gran importancia ecológica formando nutridas colonias [1]. Se trata de un herbívoro ramoneador muy voraz, pues deja a su paso una importante marca despoblada de cualquier vestigio de vida. Debido a esta capacidad de remodelar el hábitat ocasionado por ese ramoneo intenso son denominados *especies claves* y crean verdaderos desiertos submarinos conocidos como *urchin barrens* o *barren grounds* [3,4] o como son conocidos en Canarias: *blanquizales* [1,4]. Además, a esto hay que unirle su estrategia reproductiva y los diferentes problemas antropogénicos con el efecto de una proliferación de esta especie que avanza a pasos agigantados, resultando un grave problema para los fondos Canarios [3,4]. Para intentar paliar este problema se han planteado numerosas medidas de gestión hasta la fecha [5,6,7,8,9,10] sin éxito en los resultados. El objetivo principal de este trabajo es analizar la problemática del *D. africanum* y apuntar posibles soluciones eficaces.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se procedió mediante la metodología basada en los principios de la “*PRISMA Statement*” [11]. Restringiendo la búsqueda a Español e Inglés, pero sin límites de años publicados. Para la combinación de descriptores se hizo uso de los operadores Booleanos AND y OR. Se han buscado

cualquier tipo de documento relacionado con el erizo *D. africanum*, principalmente en la región Macaronésica, haciendo énfasis en la Comunidad Autónoma de Canarias. Aunque no se han excluido el resto de zonas, por ejemplo, Caribe.

Posteriormente se ha organizado y estructurado la información de forma que permitiese un análisis crítico de los documentos. Para realizar este trabajo contamos con un total de 132 documentos que debido a su contenido y calidad aportaban información significativa sobre el tema a tratar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A la vista de los documentos analizados podemos concluir que la especie *D. africanum* influye sobre la diversidad y composición de la comunidad de mega-invertebrados vágiles en fondos rocosos del archipiélago Canario. Las poblaciones de *D. africanum* se han visto alteradas por diferentes factores, entre ellos destaca la pérdida de depredadores naturales por la fuerte sobrepesca a la que se ven sometidos (pérdida de niveles tróficos superiores).

De este análisis, se obtiene diversos intentos de gestión que han tratado de reconducir la organización del sistema:

- a) Disminución controlada de la población de erizos dentro de una superficie determinada.
- b) Retirada manual de *D. africanum*.
- c) Instalación de arrecifes artificiales

- d) Utilización de distintos módulos colocados en diferentes lugares.
- e) Utilización del erizo de mar como harina para piensos.
- f) Diversas propuestas del erizo *D. africanum* como recurso: acuicultura, agricultura, alimentación, ganadería, avicultura, exportación o farmacología.
- g) Áreas Marinas Protegidas.

Sin embargo, a la vista de lo explorado y coincidiendo con diversos autores [5,7,9] consideramos que la mejor solución expuesta hasta el momento es la creación de reservas marinas de interés pesquero. Son varias propuestas de reservas marinas de pesca entre las que destaca la de Gando – Arinaga en Gran Canaria [6] y la de Teno y la de Anaga en la isla de Tenerife (Fig.1). Su efecto beneficioso sobre los niveles de diversidad ya fueron comprobados por [9].

Las reservas marinas pesqueras se crean con el objeto proteger y recuperar los recursos pesqueros mediante unas correctas medidas de gestión [8].

La correcta gestión y ordenación de estas áreas conlleva una mejora de los niveles de diversidad y por tanto a una reducción de la densidad de *D. africanum* [5].

Se propone la creación de una red de áreas protegidas de zonas que hayan sido “limpiadas parcialmente” unido a una gestión eficaz y eficiente de dichas zonas.

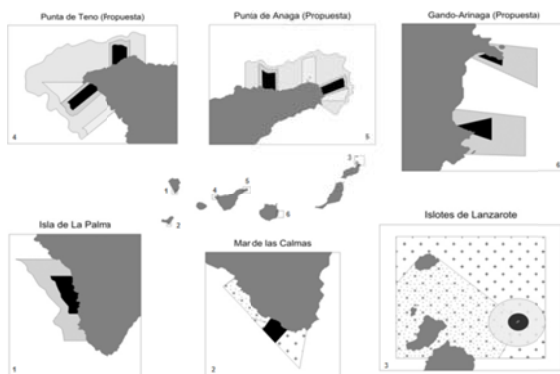


Fig. 1. Propuestas de nuevas Reservas Marinas en Canarias (Fuente: Elaboración propia).

REFERENCIAS

- 1 - Hanquet, S. (2000). Invertebrados. En Sergio Hanquet (ed). *Bucear en Canarias*, 114 -159.
- 2 - Espino, F.; Boyra, A.; Tuya, F. & Haroun, R.J. (2006). *Guía visual de las especies marinas de Canarias*. Ediciones Oceanográficas, 482 pp.
- 3 - Moro, L.; Martín, J.L.; Garrido, M.J. & Izquierdo, I. (2003). *Lista de especies marinas de Canarias (algas, hongos, plantas y animales) 2003*. Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente del Gobierno de Canarias, 248 pp.
- 4 - Espino, F.; Boyra, A.; Tuya, F. & Haroun, R.J. (2006). *Guía visual de las especies marinas de Canarias*. Ediciones Oceanográficas, 482 pp.
- 5 - McClanahan, T.R.; Kamukuru, A.T.; Muthga, N.A.; Gilgaber, M. & Obdura, D. (1996). Effect of sea urchin reductions on algae, coral, and fish populations. *Conserv. Biol.*, 10(1): 136-154.
- 6 - Tuya, F. (2002). *Contribución al conocimiento de aspectos bioecológicos de la zona propuesta como Reserva Marina Gando – Arinaga (Gran Canaria)*. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Tesis doctoral. 153 pp.
- 7 - Shears, N.T. & Babcock R.C. (2003) Continuing trophic cascade effects after 25 years of no-take marine reserve protection. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 246: 1-16.
- 8 - Sangil, C. (2004). Flora marina amenazada de Canarias. *El indiferente*, 16:12-19
- 9 - Hernández, J.C.; Clemente, S.; Falcón, J.M.; Brito, A. & Barquín, J. (2005) Valoración de las reservas marinas de Canarias como herramientas de ordenación para el control de las poblaciones de erizo *Diadema africanum* (Echinoidea: Diadematidae). *Vieraea*, 33: 399-418.
- 10 - Monterroso, O.; Riera, R.; Rodríguez, M.; Pérez, O.; Ramos, E., Sacramento, A. & Costa, J. (2010). *Blanquiales en Tenerife. Los desiertos submarinos*. Cabildo de Tenerife. Tenerife. 30 pp.
- 11 - Bayle, J.Y & Sánchez- Jeréz, P. (2000). Sampling techniques: Fish assemblages. En Goñi R., M. Harmelin-Vivien, F. Badalamenti, L. Le Diréach, G. Bernard (eds). *Introductory guide of methods for selected ecological studies in marine reserves*. France. 3.1.B: 88-90.
- 11 - Urrutia, G. & Bonfill, X., 2010. Declaración PRISMA: Una propuesta para mejorar la publicación de revisiones sistemáticas y metaanálisis. *Med. Clin. (Bar)*, 135(11):507-511.

Variaciones diurnas de parámetros fotosintéticos del fitoplancton del Mar de Alborán en condiciones post-estivales

María Hernanz-Torrijos, Iria Sala, Fidel Echevarría, Carlos M. García & Ana Bartual

Departamento de Biología, Universidad de Cádiz. Avda. República Saharaui s/n, 11510, Puerto Real, Cádiz

RESUMEN

El Mar de Alborán es una zona muy dinámica que conecta el estrecho de Gibraltar con el resto de la cuenca occidental del Mar Mediterráneo. Los procesos de mesoscala que la caracterizan ejercen un control muy fuerte sobre las comunidades fitoplanctónicas y sus procesos biológicos. Con el objetivo de analizar esta interacción, se evaluó el estado fisiológico del fitoplancton en tres estaciones de características hidrodinámicas distintas. Como indicadores de la actividad fotobiológica del fitoplancton se analizaron el porcentaje de clorofila activa y el cociente Fv/Fm, junto con otras variables físico-químicas. Se comparó la variabilidad de dichos parámetros durante un ciclo diario en un periodo de mareas vivas y condiciones posteriores a la estratificación en las tres estaciones. Como resultado principal se muestra que en las tres estaciones, pero mayormente en la ubicada en el giro anticiclónico, el fitoplancton de la columna de agua sufría un elevado estrés fisiológico, obteniéndose valores muy bajos de ambos parámetros. A pesar de ello se observó un patrón de variabilidad diurna, probablemente asociado a entradas de nutrientes producidas por procesos de mezcla.

INTRODUCCIÓN

El mar de Alborán (Fig. 1), conecta el mar Mediterráneo con el océano Atlántico a través del estrecho de Gibraltar. Es una región muy dinámica y productiva como consecuencia del aporte de agua atlántica eventualmente mezclada. Dicho aporte alimenta el giro anticiclónico, haciendo que el agua converja hacia el centro de la cuenca y se produzca un afloramiento de aguas profundas en las franjas costeras occidentales de la provincia de Málaga. Además, esta región está altamente influenciada por los procesos mareales que caracterizan el estrecho, ya que inducen una mezcla más o menos intensa. En los últimos años se han publicado varios trabajos en los que se describe la interacción físico-biológica de esta zona (e.g. [1,2]). Con el fin de avanzar en el estudio de dicha interacción, se analizó la variabilidad diurna del estado ecofisiológico del fitoplancton en la columna de agua de tres estaciones caracterizadas por diferentes condiciones hidrodinámicas (Costa, Jet y Giro), localizadas en la zona occidental del Mar de Alborán.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las muestras analizadas para este estudio se recolectaron a bordo del B.O. Sarmiento de Gamboa entre el 6 y el 10 de Octubre de 2015 en las estaciones Costa, Jet y Giro del Mar de Alborán (Fig. 1), en periodo de mareas vivas. En cada estación se realizaron perfiles de CTD cada 4 horas durante un periodo de 24 h, obteniendo información de la temperatura, salinidad, fluorescencia y radiación incidente (PAR) de la columna de agua.

Junto con estos perfiles se tomaron muestras de agua empleando botellas Niskin de 24 L de capacidad a distintas profundidades, en función de la batimetría y el perfil de fluorescencia de cada estación, para el análisis de nutrientes (nitrato, fosfato y silicato), clorofila *a* total (TChla), porcentaje de clorofila *a* activa (%AChla) y

cociente Fv/Fm. Las muestras de nutrientes se obtuvieron de filtrar 2 réplicas de 12 mL de agua para cada profundidad, a través de filtros Whatman GF/F precombustionados, conservándolas a -80 °C hasta su posterior análisis. Dicho análisis se realizó mediante un autoanizador (TECHNICON-TRAACS 800). Para la cuantificación de TChla se filtraron 0.5 L de agua para cada profundidad a través de filtros Whatman GF/F, y se conservaron a -80 °C hasta su posterior análisis. La extracción se realizó en acetona al 90 % (12 h, 4 °C y oscuridad) y se cuantificó empleando un fluorímetro (TURNER TD-9).

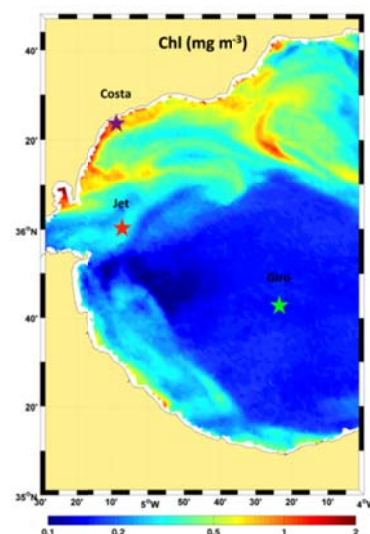


Fig. 1. Imagen de distribución de clorofila *a* (mg/m^3) del satélite MODIS del día 8 de octubre de 2015. Las estrellas indican la localización geográfica de las estaciones.

Los parámetros ecofisiológicos fitoplanctónicos, %AChla y el cociente Fv/Fm, se cuantificaron empleando un fluorímetro de pulso de amplitud modulada (PhytoPAM, Heinz Walz GmbH, Effeltrich, Germany). Las muestras recolectadas fueron aclimatadas a oscuridad durante 10-15 min previos a su medida. Las distintas representaciones gráficas y los análisis estadísticos se realizaron con el programa R-commander.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores promedio obtenidos de TChla en la distintas estaciones para toda la columna de agua (Costa: $0.54 \pm 0.39 \text{ mg/m}^3$, Jet: $0.11 \pm 0.21 \text{ mg/m}^3$ y Giro: $0.21 \pm 0.17 \text{ mg/m}^3$), muestran su carácter meso-oligotrófico [3]. Estas condiciones favorecen el predominio de especies picoplanctónicas frente a microplanctónicas en el Mar de Alborán como ha sido demostrado en trabajos previos [4]. En las tres estaciones, el conjunto de valores promediados en toda la columna de agua de los parámetros ecofisiológicos estudiados (%AChla y Fv/Fm) fueron muy bajos (Tabla 1). En ningún caso los valores de Fv/Fm llegaron a alcanzar los valores máximos esperados para un fitoplancton sin limitación por nutrientes ($Fv/Fm = 0.65$; [5]). Tampoco se obtuvieron valores de %AChla cercanos a 100%. Aunque esto indica un elevado estrés fisiológico en estas poblaciones, puntualmente se alcanzaron valores elevados de Fv/Fm en la Costa (0.46) y en el Jet (0.49), donde las concentraciones de nutrientes eran algo mayores (Tabla 1). En la estación de Costa sin embargo, el cociente Fv/Fm aumenta desde la madrugada hasta el máximo de PAR ($536.2 \mu\text{mol fotones m}^2/\text{s}$), coincidiendo con el máximo de %AChla (Tabla 1), y disminuyendo notablemente durante la tarde. Los valores mínimos de Fv/Fm para el conjunto de datos se obtuvieron en el fitoplancton del Giro, durante todo el ciclo diario y en todas las profundidades (0.036 ± 0.075), así como de %AChla ($6.05 \pm 4.89 \%$). El gran número de medidas de Fv/Fm igual o cercanos al "0", indica la dominancia de células con centros de reacción no funcionales (e.g. células en latencia o enquistadas), o células muertas.

Tabla 1. Promedio, desviaciones estándar y máximos de %AChla y Fv/Fm obtenidos para las distintas estaciones en superficie (*) y DCM (**).

	Costa	Jet	Giro
Media±DS			
%AChla	15.35±7.80	17.92±19.22	6.05±4.89
Máximo			
%AChla	31.25**	91.07**	30.06*
Media±DS			
Fv/Fm	0.23±0.14	0.11±0.14	0.036±0.08
Máximo			
Fv/Fm	0.46*	0.48*	0.26**

Se observó una variabilidad diurna del %AChla en los valores promediados para toda la columna de agua (Fig. 2) en todas las estaciones, con especial claridad en la estación ubicada en el jet atlántico. Estos bajos valores de %AChla son coherentes con los obtenidos en estudios previos en esta zona en periodos de mareas vivas con dominancia de especies picoplanctónicas [6]. La variabilidad diurna del %AChla se podría asociar a las entradas de nutrientes que se producen como consecuencia de procesos de mezcla. Esta entrada de nutrientes aliviaría temporalmente el estrés fisiológico provocando un ascenso en los valores de %AChla, aunque no en una escala de tiempo lo suficientemente alta como para permitir la síntesis de componentes celulares.

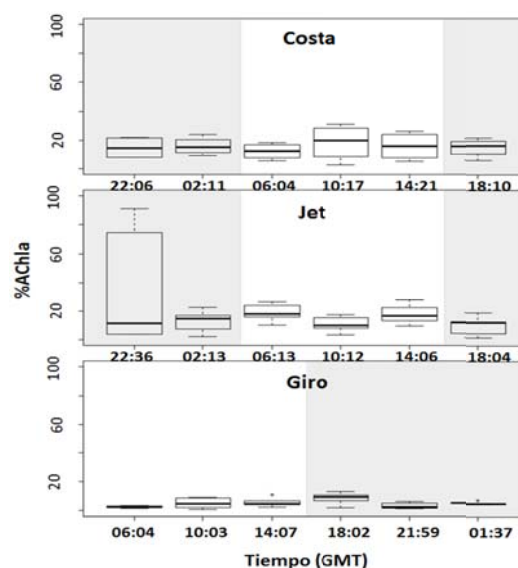


Fig. 2. Diagramas de cajas de la variación diurna del porcentaje de clorofila activa (%AChla) del fitoplancton en las estaciones del Mar de Alborán (ver Fig. 1).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la colaboración de Isabel Baños, así como a los miembros de la tripulación del B.O. Sarmiento de Gamboa. Este trabajo se integra en el proyecto MEGAN Ref. CTM2013-49048-C2-1-R y CTM2013 49048-C2-2-R financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España.

REFERENCIAS

- 1 - Navarro *et al.* 2011. *Geophysical Research Letters*, VOL. 38, L23606, doi: 10.1029/2011GL049708.
- 2 - Bartual *et al.* 2011. *Journal of Marine Systems*, 87, 25–36, doi:10.1016/j.jmarsys.2011.02.021.
- 3 - Shushkina *et al.* 1997. *Oceanology*, 37, 346–353.
- 4 - Navarro *et al.* 2014. *Remote Sensing of Environment* 152, 557–575, doi:10.1016/j.rse.2014.06.029.
- 5 - Kolber *et al.* 1988. *Plant Physiology*, 88, 923-929.
- 6 - Morillo-García *et al.* 2014. *Marine Drugs*, 12, 1438-1459, doi:10.3390/md12031438.

Fluctuación temporal de las condiciones ambientales en la columna de agua de un sistema subpolar frío semi-estuarino (Canal Beagle, Argentina).

Clara M Iachetti¹, Gustavo Lovrich¹, Jacobo Martín¹ y Viviana Alder^{2,3}

¹Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC) – Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Ushuaia, Argentina.

²Laboratorio de Ecología Marina Microbiana, Facultad de Ciencias Exactas y naturales (FCEyN), IEGEBA (UBA-CONICET), Universidad de Buenos Aires (UBA), Buenos Aires, Argentina.

³Instituto Antártico Argentino, Buenos Aires, Argentina

RESUMEN

El objetivo principal de este trabajo fue estudiar la distribución vertical de los factores abióticos y bióticos en la columna de agua de una estación fija ubicada en el Canal Beagle (~54°53' S; 68°30' W; profundidad de fondo: 180 m), que fue muestreada cada dos meses durante dos años, de octubre de 2012 a agosto de 2014. Se analizó la variación de la temperatura ambiental, la velocidad del viento, la Irradiancia Incidente (I_0), el PAR, la temperatura del agua, la salinidad, el pH, los sólidos disueltos totales (TDS), nutrientes inorgánicos (nitratos + nitritos, fosfatos y silicatos) y la clorofila total. La temperatura del aire, la I_0 y el PAR alcanzaron los valores máximos en verano (20 °C, 1354.49 W m⁻² y 637.61 W m⁻² respectivamente) y mínimos en invierno (-3 °C, 2.85 W m⁻² y 1.3 W m⁻², respectivamente). Asimismo, la salinidad presentó máximos en verano y mínimos en invierno (26.4 y 31.6, respectivamente) y la temperatura del agua, mínimos en verano y máximos en invierno (5.1 y 8.6°C, respectivamente). Los máximos de clorofila total se observaron en primavera y principios del verano, siendo el máximo del periodo estudiado 8.25 µg L⁻¹ (octubre 2012). Si bien se registraron diferencias interanuales en algunos de los parámetros analizados (i.e. temperatura de agua, clorofila total), la columna de agua del sitio estudiado resultó homogénea hasta los 60m de profundidad y no se registraron diferencias significativas para las variables bióticas y a bióticas analizadas.

INTRODUCCIÓN

Las fluctuaciones ambientales circundantes a los sistemas acuáticos subpolares fríos, caracterizados por glaciares continentales en su periferia, impactan en las condiciones físico-químicas de la columna de agua. El aumento de temperatura favorece el derretimiento glaciar, incrementando el aporte de agua dulce, rica en materia orgánica disuelta y particulada, y generando cambios en la estructura de la columna de agua y, consecuentemente, en la distribución espacial y temporal de las comunidades biológicas. En este contexto, el Canal Beagle ubicado en el extremo sur de América, es un sistema complejo sometido, además, a la dinámica de aguas del Pacífico Sur y Subantárticas. Su clima es templado frío con una temperatura media anual de 5°C, y húmedo con lluvias orográficas (media anual: 550 mm año⁻¹) asociadas a los vientos más frecuentes provenientes del sur y sudoeste. Desde el punto de vista geomorfológico el ambiente es relativamente bien conocido [1,2,3]. Sin embargo, la variación espacial y temporal y la estructura vertical de la clorofila, nutrientes y otros parámetros físico-químicos ha sido poco investigada, o bien los estudios carecen de continuidad temporal. En este marco, el objetivo principal del presente estudio fue analizar, durante dos años consecutivos, la magnitud de los cambios temporales asociados a la principales variables atmosféricas y oceanográficas con el fin de conocer el grado de acoplamiento entre las fluctuaciones ambientales y las de la columna de agua, enfatizando en la distribución vertical de variables oceanográficas y en la concentración de nutrientes y clorofila, en calidad de indicadores de la

fluctuación y concentración de la biomasa fitoplanctónica, respectivamente.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para concretar el estudio, se seleccionó un sitio fijo al oeste del Canal Beagle (54°53'15.26'' S, 68°27'48.03'' W) cerca del límite fronterizo argentino-chileno. Las mediciones y muestreos fueron realizados cada dos meses, desde julio de 2012 a agosto de 2014. Para dicho periodo, los parámetros ambientales (i.e. temperatura del aire, velocidad y dirección del viento, Irradiancia, PAR) registrados cada hora, fueron provistos por la estación de Vigilancia Atmosférica Global (VAG) ubicada en proximidades de la Ciudad de Ushuaia.

En la columna de agua, conforme a la profundidad del Disco de Secchi, se investigó la capa eufótica concretando un muestreo en tres profundidades distintas. Para cada profundidad (<30m), se midió la temperatura del agua, la salinidad, el pH y los sólidos disueltos totales (TDS) con un multi-parámetro (Hanna HI 9828). En los últimos meses de trabajo, este equipo fue complementado con un CTD Rinko ASTD-102 con el que se puede perfilar toda la columna de agua. Para la estimación de la concentración de nutrientes y de clorofila, en cada profundidad se colectaron muestras de agua con una botella Niskin. Las muestras de clorofila (Chl *a*) fueron filtradas por filtros Whatman GF/F. La extracción de pigmentos fue realizada con acetona durante 24hs a 4 °C y la absorbancia del extracto fue medida con un espectrofotómetro UV visible GBC Cintra

10e. A partir del agua eluída de las clorofilas, se colectaron muestras para la determinación de nutrientes inorgánicos (nitritos+nitratos, fosfatos y silicatos) que fueron medidas en un Skalar San Plus autoanalyzer (Skalar Analytical V.B., 2005). Para evaluar la correlación entre las variables estudiadas se realizaron correlaciones no paramétricas de Spearman.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En general, las variables atmosféricas, oceanográficas y físico-químicas, reflejaron una fluctuación típica de un ambiente caracterizado por una marcada estacionalidad. La temperatura del aire y del agua, la Irradiancia Incidente (I_0) y el PAR alcanzaron valores máximos en verano y mínimos en invierno. La salinidad y la temperatura del agua estuvieron negativamente correlacionadas ($p < 0.01$ $r = -0.82$, Fig. 1). La salinidad, el pH y los macronutrientes fueron más elevados en invierno, decreciendo hacia el verano. La concentración de nitritos+nitratos, fosfatos y silicatos estuvieron positivamente correlacionadas, pero solo la concentración de $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$ covarió negativamente con la Chl *a*.

Contrariamente a lo observado para otras variables, la concentración de clorofila *a* y TDS (Fig. 1) fueron mayores en la primavera tardía. Los máximos de clorofila ($8 \mu\text{g L}^{-1}$) se observaron en primavera y principios del verano del 2012. Estos valores fueron 4 veces mayores a los observados en 2013. Por lo tanto, el ecosistema muestra importantes variaciones en la escala estacional e interanual.

En los primeros 60 m investigados en la columna de agua, se evidenció una marcada homogeneidad en la distribución vertical de la temperatura del agua, la salinidad, la concentración de nutrientes y la clorofila. En base a estos resultados, puede inferirse una capa de mezcla profunda debido a los intensos y frecuentes vientos del Sudoeste característicos de esta región. A su vez, a lo largo del año, se observa un cambio en la profundidad de la capa de mezcla, y en efecto en invierno toda la columna de agua se homogeneiza por procesos convectivos a consecuencia de la disminución de las temperaturas y menores aportes de agua dulce, mientras que en verano una haloclina a una profundidad variable de 50-70 metros es la característica más notable. Estos resultados no coinciden con reportes previos que indican que la profundidad de la capa de mezcla en el Canal Beagle está cerca de los 12 m, debido a su morfología, su configuración respecto a los vientos dominantes del oeste y el profuso ingreso de agua dulce [3]. Resultados preliminares indican que la homogeneidad vertical observada para los parámetros abióticos se reflejaría en la distribución y estructura de las comunidades fito- y protozooplanctónicas.

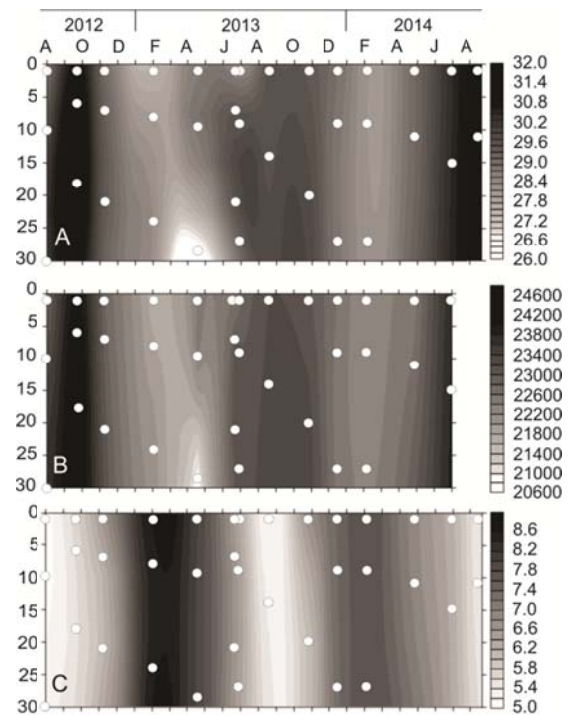


Fig. 1. Distribución vertical de (A) Salinidad, (B) Sólidos Disueltos Totales y (C) Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) en el sitio de estudio desde agosto 2012 a agosto 2014. Puntos blancos indican los muestreos.

AGRADECIMIENTOS

Al Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC - CONICET), en particular al Laboratorio de Crustáceos y al Laboratorio de Ecología Marina Microbiana, Facultad de Ciencias Exactas y naturales (FCEyN - UBA).

REFERENCIAS

- 1 - Antezana, T, 1999a. Hydrographic features of Magellan and Fuegian inland passages and adjacent Subantarctic waters. *Sci. Mar.*, 63: 23–34.
- 2 - Amin, O, Comoglio, L, Spetter, C, Duarte, C, Asteasuain, R, Freije, RH, & Marcovecchio, J, 2011. Assessment of land influence on a high-latitude marine coastal system: Tierra del Fuego, southernmost Argentina. *Environ. Monit. Assess.*, 175: 63–73.
- 3 - Isla, F, Bujalesky, G, & Coronato, A, 1999. Procesos estuarinos en el Canal Beagle, Tierra del Fuego. *Rev. La Asoc. Geológica Argentina*, 54: 307–318.

Alimentación del atún de aleta amarilla (*Thunnus albacares*) juvenil en el Pacífico ecuatoriano

Ketty María Intriago¹, Julio César Flores¹, Cristhian Ronald Piloza¹, Antonio Medina² & José Luis Varela^{1,2,3}

¹ Departamento Central de Investigación, Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí, Av. de Circunvalación, Manta, Ecuador

² Departamento de Biología, Universidad de Cádiz, Campus de Excelencia Internacional del Mar (CEI.MAR), Av. República Saharaui s/n, 11510 Puerto Real, Cádiz, Spain

³ Biology Department, Acadia University, 33 Westwood Ave., B4P 2R6 Wolfville, Nova Scotia, Canadá

RESUMEN

En el presente trabajo se evaluó la variación de la dieta con respecto a la talla en atunes de aleta amarilla (*Thunnus albacares*) juveniles (42.0 a 78.1 cm de longitud furcal curva) capturados en el Pacífico ecuatoriano. Peces fue el grupo de presas más abundante en las cuatro clases de tamaño estudiadas, mientras que el grupo compuesto por los crustáceos fue poco representativo. Por otro lado se observó que los peces linterna (Familia Myctophidae) y el calamar de Humboldt (*Dosidicus gigas*) predominaron en la clase de tamaño I y II (%AI = 75.6 and 42.6, respectivamente), mientras que la melva (*Auxis*) fue la presa más abundante en las clases de tamaño III y IV (%AI = 71.4 and 76.1, respectivamente).

INTRODUCCIÓN

El atún de aleta amarilla o rabil (*Thunnus albacares*) es un teleosteo de la familia Scombridae que se distribuye en aguas tropicales y subtropicales de los 3 océanos. En Ecuador, esta especie es principalmente capturada por la flota de cerco y representa uno de los recursos pesqueros más importante de la zona debido a que su carne es muy apreciada por el consumidor local. Como otros tumbidos, se trata de una especie situada en los niveles tróficos más elevados de los ecosistemas pelágicos, y como tal juega un papel importante ejerciendo mecanismos de control de tipo "top-down". A pesar de la importancia económica y ecológica de este recurso en el Pacífico ecuatoriano, existe escasa información sobre el comportamiento trófico de esta especie en su estadio juvenil.

El objetivo principal de este trabajo es la identificación de las principales presas de juveniles de atún de aleta amarilla capturados en el Pacífico ecuatoriano.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los atunes juveniles (longitud furcal curva comprendida entre 42 y 78.1 cm), capturados mediante el arte de cerco entre julio de 2014 y mayo de 2015, fueron muestreados en las instalaciones de la empresa INEPACA, localizada en la ciudad de Manta, Ecuador. Todos los individuos (n = 341) fueron medidos y pesados y sus estómagos extraídos y conservados a -20°C hasta su análisis. En el laboratorio, cada categoría alimenticia se identificó hasta el nivel taxonómico más bajo posible (Fig.1). Por otro lado, los restos de partes duras, como otolitos de peces o picos de cefalópodos, se utilizaron para la identificación de presas parcialmente digeridas utilizando claves taxonómicas específicas.

Con el fin de estudiar la variación de la dieta con la talla, la muestra se dividió en 4 clases de tamaño: Clase I < 50 cm, n = 45; Clase II 50-60 cm, n = 194; Clase III 60-70 cm, n = 87; Clase IV >70 cm, n = 15.

La importancia de cada ítem alimenticio fue estimada de acuerdo a la ecuación [1]: %AI = [(%O × %W) / (∑(%W × %O))] × 100, donde AI es el índice alimentario, %O es la frecuencia de ocurrencia y %W el porcentaje en peso.



Fig. 1. Presas observadas en los estómagos.

La amplitud del nicho trófico correspondiente a cada clase de tamaño se calculó mediante el índice estandarizado de Levin según la ecuación: $B = [1 / (n-1)] [(\sum(1 / P^2) - 1)]$, donde n es el número de categorías alimenticias y P es la contribución de cada categoría alimenticia en la dieta. Los valores de este índice oscilan entre 0 y 1, considerándose comportamiento alimenticio especialista cuando el valor es cercano a 0 y comportamiento alimenticio generalista cuando el valor es cercano a 1 [2].

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 1 muestra las presas que componen la dieta del atún de aleta amarilla por clase de tamaño expresado en %AI. Peces fue el grupo de presas más abundante en las cuatro clases de tamaño estudiadas, mientras que el grupo compuesto por los crustáceos fue poco representativo. Por otro lado se observó que los peces linterna (Familia Myctophidae) y el calamar de Humboldt (*Dosidicus gigas*) predominaron en la clase de tamaño I y II (%AI = 75.6 y 42.6, respectivamente), mientras que la melva (*Auxis*) fue la presa más abundante en las clases de tamaño III y IV (%AI = 71.4 y 76.1, respectivamente).

Tabla 1. Dieta del atún de aleta amarilla (*Thunnus albacares*) juvenil por clase de tamaño expresadas en %AI. La amplitud del nicho trófico se calculó mediante el índice estandarizado de Levin (B) a partir de AI.

Presa	Clase de talla (cm)			
	<50	50-60	60-70	>70
Peces	97.7	73.7	99.6	99.8
<i>Auxis</i> sp.	0.0	3.8	71.4	76.1
<i>Auxis rochei</i>	1.8	28.5	27.4	12.7
Myctophidae	75.6	3.4	0.0	8.7
<i>Cubiceps paucidariatus</i>	17.2	0.0	0.0	0.0
Exocoetidae	1.5	0.0	0.4	1.4
<i>Hyporhamphus micropterus</i>	0.0	0.3	0.1	0.0
Scombridae	0.0	0.6	0.0	0.0
<i>Selene peruviana</i>	0.0	0.1	0.0	0.0
<i>Myctophum</i> sp.	0.0	0.0	0.0	0.0
Peces sin identificar	0.8	19.0	0.0	0.5
Cefalópodos	2.2	26.1	0.4	0.2
<i>Dosidicus gigas</i>	0.1	42.4	0.7	0.6
<i>Argonauta</i> sp.	0.1	1.3	0.0	0.0
Teuthida	2.6	0.1	0.0	0.0
<i>Histioteuthis</i> sp.	0.1	0.1	0.0	0.0
Ommastrephidae	0.0	0.2	0.0	0.0
<i>Thysanoteuthis</i> sp.	0.0	0.0	0.0	0.0
Cefalópodo sin identificar	0.2	0.0	0.0	0.0
Crustáceos	0.1	0.2	0.0	0.0
Larva Porcellanidae	0.0	0.2	0.0	0.0
Larva Stomatopoda	0.0	0.0	0.0	0.0
Crustáceos sin identificar	0.1	0.0	0.0	0.0
Índice de Levin (B)	0.1	0.2	0.1	0.1

Trabajos previos dirigidos a estudiar la dieta del atún de aleta amarilla juvenil en el Océano Índico y Pacífico [3,4,5] indicaron que los ejemplares con una talla inferior a 50 cm se alimentaban principalmente de invertebrados tales como larvas de crustáceos o pequeños cefalópodos. Sin embargo, en el presente estudio se observó que los individuos de la Clase I (< 50 cm) se alimentaban preferentemente de peces mictófid. Por otro lado, en las clases de mayor tamaño se observó una alta contribución de *Auxis*, lo cual está en concordancia con estudios anteriores [3,5].

La amplitud de nicho calculada a partir del índice estandarizado de Levin mostró valores similares en las 4 clases de talla (Tabla 1). A pesar de que el número de taxones que componen la dieta es elevado (n = 20), los valores de B fueron más bajos de lo esperado. Este hecho puede explicarse debido a que cada clase de tamaño predó mayoritariamente sobre una o dos categorías alimenticias.

Los resultados obtenidos en el presente estudio indican que el atún de aleta amarilla muestra una clara variabilidad en la dieta respecto a la talla, predando especies zooplanctívoras en la clase de talla más pequeña (< 50 cm) y organismos carnívoros cuando alcanzan tamaños mayores.

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio ha sido financiado por el programa Andalucía Talent Hub de la Agencia Andaluza del Conocimiento de la Junta de Andalucía, cofinanciado por el Séptimo Programa Marco de la Comunidad Europea, Acciones Marie Skłodowska-Curie (COFUND – Acuerdo nº291780) y por la Consejería de Economía, Innovación, Ciencia y Empleo de la Junta de Andalucía., el Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España (proyecto AGL2014-52003-C2-1-R) y el Gobierno de Andalucía (proyecto RNM 733). JLV fue beneficiario de una beca de investigación financiada por el Gobierno de Ecuador (Programa Prometeo).

REFERENCIAS

- 1 - Kawakami E & Vazzoler G, 1980. Método gráfico e estimativa de Índice Alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes alimentaco de peixes. *Bol. Inst. Oceanogr.*, 29, 205-207.
- 2 - Krebs CJ, 1989. *Ecological methodology*. New York, NY: Harper Collins.
- 3 - Maldeniya R, 1996. Food consumption of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in Sri Lankan waters. *Environ. Biol. Fish.*, 47:101-107.
- 4 - Graham BS, Grubbs D, Holland K & Popp BN, 2007. A rapid ontogenetic shift in the diet of juvenile yellowfin tuna from Hawaii. *Mar. Biol.* 150:647-658.
- 5 -Weng J-S, Lee M-A, Liu K-M, Hsu M-S, Hung M-K & Wu L-J (2015) Feeding ecology of juvenile yellowfin tuna from waters southwest of Taiwan inferred from stomach contents and stable isotope analysis. *Mar. Coast. Fish.*, 7:537-548.

Modelos para la estimación de la población de *Phoca vitulina* y *Halichoerus grypus* en el Wadden Sea a partir de las admitidas en el SRRC durante el periodo 2000 a 2015

Francisco Izquierdo Tarín¹ & Jose Jacobo Zubcoff²

¹ Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante

² Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Universidad de Alicante

RESUMEN

En el mar de Wadden Holandés se encuentran actualmente las especies de foca *Phoca vitulina* y *Halichoerus grypus*. Ambas poblaciones han sufrido grandes variaciones a lo largo de los años debido al aumento de la presión antrópica, caza intensiva, pesca y contaminación. Es por esto que a finales de 1970 surgió el centro de rehabilitación y recuperación de focas SRRC Zeehondencrèche Pieterburen. Desde entonces han estado trabajando para rehabilitar focas varadas y ponerlas de nuevo en libertad como contribución a la conservación y aumento de sus poblaciones. Además, existen otros centros u organismos que se dedican a la investigación y conservación de estas especies, como el Trilateral Wadden Sea Cooperation (TSEG) que anualmente publica una estimación de la población de estas especies. En este trabajo se ha propuesto un modelo que relaciona el número de focas estimadas por parte de la organización TSEG y los individuos admitidos a rehabilitación en el SRRC. Como principal conclusión, el número de hembras que llegan al centro de recuperación guarda una relación directa con el número de individuos contados cada año por la organización TSEG, sin embargo no se observa este comportamiento en el caso de los machos de esta especie ni en los casos de foca gris. Este patrón se debe a los hábitos de reproducción de estas especies y permiten hacer estimaciones más precisas a partir de los datos de hembras observados.

INTRODUCCIÓN

La población residente de foca común (*Phoca vitulina*) sufrió un gran declive en los años 70 debido a un gran periodo de caza intensiva. Por otro lado, tal y como afirman (J.H. Reijnders et al. 1994) la población de foca gris *Halichoerus grypus* desapareció por completo a finales del siglo 16 y reapareció a principios de los 1980 estableciéndose como una pequeña colonia que sigue creciendo en la actualidad.

A finales de los 70, apareció el SRRC Seal Rehabilitation and Research Centre (SRRC) Zeehondencrèche Pieterburen, el cual comenzó su labor de rehabilitar las focas enfermas del Wadden Sea (Osinga et al. 2010) hasta la actualidad. En Holanda existen diferentes entidades dedicadas al estudio de estos mamíferos marinos, entre estas destaca el Trilateral Wadden Sea Cooperation (TSEG). Una de las labores más importantes es realizar anualmente un conteo del número de individuos presentes en tierra mediante un método de fotografía aérea tanto para foca común (*Phoca vitulina*) como para foca gris (*Halichoerus grypus*) presentes en todo el Wadden Sea.

Sin embargo, no existe hasta la fecha ningún trabajo que establezca alguna relación entre estos conteos aéreos con el número de individuos que se admiten en el centro de rehabilitación SRRC Zeehondencrèche. El objetivo de este trabajo es el análisis de la relación entre el conteo aéreo de foca común y de foca gris y los individuos admitidos para rehabilitación de las dos especies de foca que habitan el Mar de Wadden Holandés.

MATERIAL Y MÉTODOS

El SRRC Zeehondencrèche Pieterburen trabaja desde hace unas décadas en la rehabilitación de las focas que se encuentran dañadas o en peligro. La liberación de los individuos se considera una contribución a la recuperación de la población. Cuando una foca se encuentra varada, el centro procede a su recogida. Se le realiza un "intake" y se anotan en la base de datos características como especie, sexo, tamaño, peso, lugar de procedencia, estado de rehabilitación, entre otros. Los datos de ingreso por especie y sexo del SRRC han sido los utilizados en este trabajo. Además, se han utilizado los datos del Trilateral Wadden Sea Cooperation, que publican cada año los conteos del número de individuos por especie. A partir de estos conteos (de la densidad a partir de fotografías aéreas) hacen una estimación del valor real de la población (N). Se ha tenido en cuenta que en estos muestreos solo se contaron los animales presentes en tierra, lo cual no impide que se pueda utilizar estos datos como un índice para testar el crecimiento anual de la población.

El sesgo de estos conteos puede ser debido principalmente al sexo de los animales, puesto que los muestreos son aéreos y es un dato de difícil predicción. El punto más importante es que el crecimiento de la población año tras año, se asocia en gran medida a un aumento en el número de hembras.

Para el estudio de la relación entre el valor estimado por el TSEG y los individuos admitidos en el SRRC se ha realizado un análisis multivariante para cada una de las especies proponiendo modelos ajustados en los casos que ha sido válido y se verifican sus requisitos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se observa para las hembras de foca común, una relación lineal directa entre los datos de estimación y los datos del centro de rehabilitación a lo largo de los años. Sin embargo, este patrón no es tan claro para las hembras de foca gris.

Respecto a los machos, como era de esperar, no hay un patrón de comportamiento claro. Esto concuerda con lo esperado y es debido a que las focas son especies polígamas, por lo que la variación en el número de machos no tiene tanta influencia como el número de hembras cuando hablamos en términos de crecimiento poblacional.

AGRADECIMIENTOS

A toda la gente del SRRC Zeehondenrèche, Pieterburen: A.Rubio, G.Sánchez y L.Kasto por su colaboración. A V.Stoneman y M. Méndez por su apoyo. A S.Brasseur de IMARES y del TSEG por su ayuda desinteresada. Y a S.Sánchez-Quiñones (constante fuente de motivación y ejemplo).

REFERENCIAS

- 1 – Reijnders, P. J. H. H., van Dijk, J., & Kuiper, D. (1995). Recolonization of the Dutch Wadden Sea by the grey seal *Halichoerus grypus*. *Biological Conservation*, 71(3), 231–235. [http://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00032-L](http://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00032-L)
- 2 - Osinga, N., & 't Hart, P. (2010). Harbour seals (*Phoca vitulina*) and rehabilitation. *NAMMCO Scientific Publications*, 8, 355–372. <http://doi.org/10.7557/3.2699>

Effects of competition and harvesting on the population synchrony scale

Javier Jarillo¹, Bernt-Erik Sæther^{2,3}, Steinar Engen^{3,4} & Francisco J. Cao¹

¹ Departamento de Física Atómica, Molecular y Nuclear, Universidad Complutense de Madrid, Avenida Complutense s/n, 28040 Madrid, Spain.

² Department of Biology, Norwegian University of Science and Technology, NO-7491 Trondheim, Norway.

³ Centre for Biodiversity Dynamics, Norwegian University of Science and Technology, NO-7491 Trondheim, Norway.

⁴ Department of Mathematics, Norwegian University of Science and Technology, NO-7491 Trondheim, Norway

ABSTRACT

We show that harvesting and inter-species competition modify the spatial structure of population fluctuations of two cohabitant competing species. Proportional harvesting always increases the spatial scale of population synchrony of both species. However, the effects of competition in synchrony scales are more involved. For competing species with uncorrelated environmental fluctuations, competition increases the spatial scale of population synchrony of both species. Nevertheless, for competing species with completely correlated environmental fluctuations, competition may increase the spatial scale of synchrony for one of the species while reducing it for the other. The strength of these effects is modulated by the migration capacity of the species. Moreover, competition may affect the effect of harvesting on the spatial synchrony scales. For example, the population synchrony scale of one species may be altered by the harvesting of one competitor, even if this species is not being harvested. These results show that harvesting of one species is able to synchronize the population dynamics of other cohabitant (harvested or unharvested) species, affecting its vulnerability to environmental changes.

INTRODUCTION

Harvest is one of the most important drivers for changes in biological diversity [1]. For instance, it has been found that fished populations fluctuate more in size than unfished stocks [2]. Moreover, many species present synchronous dynamics [3], i.e., the population fluctuations between near locations are correlated. This population synchrony may be caused by different factors, such as spatially correlated environmental fluctuations [4] or dispersal of individuals [5]. Harvesting or interactions with other species may alter this synchronous pattern, particularly changing the spatial scale of population synchrony, defined as the scale for which the population fluctuations remain correlated.

Previous works have found that an increase of the spatial scale of population synchrony of a species may increase its extinction risk [6]. Thus, the correct characterization of the population synchrony scale may help to evaluate the vulnerability of the species, a first and required step in the development of conservation strategies.

RESULTS AND DISCUSSION

For two harvested competing species which coexist in a common habitat, we obtain their spatial scales of synchrony, l_1 and l_2 , through a perturbative expansion around the equilibrium population sizes [7] with l_{e_1} and l_{e_2} the spatial correlation length of the environmental fluctuations for each species; l_{m_1} and l_{m_2} the spatial scale

$$l_1^2 = l_{e_1}^2 + \frac{m_1 l_{m_1}^2}{r_1 (1 - \beta_1)} \left(1 + \alpha_1 \frac{1 - \frac{\beta_2}{r_2}}{1 - \frac{\beta_1}{r_1}} \Phi_1 \right) + \mathcal{O}(\alpha^2) \quad (1a)$$

$$l_2^2 = l_{e_2}^2 + \frac{m_2 l_{m_2}^2}{r_2 (1 - \frac{\beta_2}{r_2})} \left(1 + \alpha_2 \frac{1 - \frac{\beta_1}{r_1}}{1 - \frac{\beta_2}{r_2}} \Phi_2 \right) + \mathcal{O}(\alpha^2) \quad (1b)$$

of dispersal movements; r_1 and r_2 the growth rates; m_1 and m_2 the fraction of individuals that migrate from each location; β_1 and β_2 the fraction of individuals harvested at each location per unit time; α_1 and α_2 the inter-species competition strength; and Φ_1 and Φ_2 the competition sensitivities, which give the effect of the competition on the spatial scale of population synchrony.

In absence of dispersal, these expressions are simplified to the Moran result [4], i.e., the spatial scale of population synchrony is equal to the correlation scale of the environmental fluctuations. In the presence of dispersal, but with no harvesting nor competition, these expressions reduce to the result of Lande *et al.* [5], which includes the correction due to migration, $l_i^2 = l_{e_i}^2 + m_i l_{m_i}^2 / r_i$.

In the more general considered scenario, Eqs. (1a) and (1b), we obtain that harvesting always increases the spatial scale of population synchrony. Nevertheless, the effect of competition is more involved [7]. For species with

uncorrelated environmental fluctuations, Φ_1 and Φ_2 are always positive, and then competition increases both spatial synchrony scales. Conversely, for competitors with correlated environmental fluctuations the competition sensitivities may be positive or negative, depending on the ratio of the growth rates, the migration capacities and the amplitudes of the environmental fluctuations of the two competitors. In general, competition increases the spatial scale of population synchrony of the species with smaller growth rate, larger migration capacity, and larger amplitude of environmental fluctuations, whereas decreases the spatial scale of synchrony of the other. However, there exist situations for which competition may increase or decrease the population synchrony scales of both species (see Fig. 1).

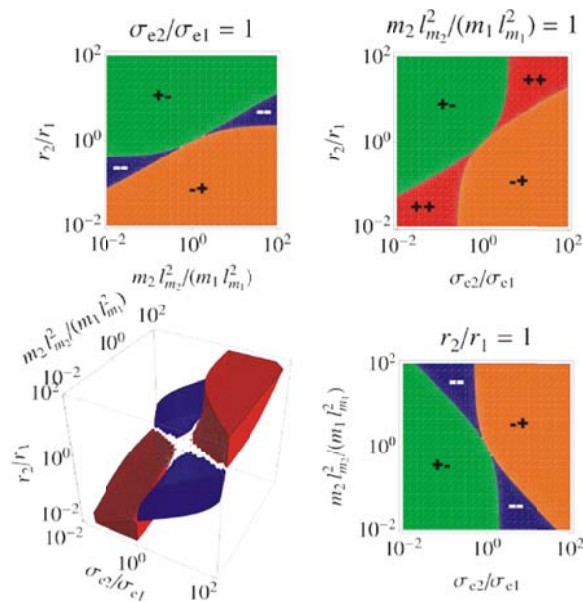


Fig. 1. (Figure from Ref. [7]) Effect of competition on the spatial scales of synchrony of species with completely correlated environmental fluctuations. 3D figure shows the set of parameters for which competition increases (in red) or decreases (in blue) the spatial scale of synchrony of both species. In white regions, competition increases the spatial synchrony scale of one species while decreases the spatial scale of the other. The axes stands for the ratios of the amplitudes of the environmental fluctuations σ_e , the migration capacities $m l_m^2$, and the growth rates r . 2D cuts show as colored regions the different effects of competition on the population synchrony scales, also indicated with plus (increase) and minus (decrease) signs for each species.

Finally, it is important to note that the effects of harvesting and competition are coupled, so the harvesting of one species may change the spatial scale of population synchrony of the other. For example, even if the species 2 is not being harvested ($\beta_2 = 0$), its spatial scale of synchrony is affected by the harvest of species 1, β_1 , as can be seen in Eq. (1b).

ACKNOWLEDGMENTS

This work was supported by the EEA Grants UCM-EEA-ABEL-02-2009 and 005-ABEL-CM-2014A, and by the SUSTAIN project of the Research Council of Norway. JJ acknowledge FPU grant from MECD (Spain). JJ and FJC acknowledge grant FIS2015-67745-R from MINECO (Spain).

REFERENCES

- 1 – Butchart S. H. M. *et al.*, 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982):1164–8.
- 2 – Anderson C. N. K. *et al.*, 2010. Why fishing magnifies fluctuations in fish abundance. *Nature*, 452(7189):835–9.
- 3 – Ranta E., Lundberg P., & Kaitala V., 2006. Ecology of Populations. Cambridge, Cambridge University Press.
- 4 – Moran P. A. P., 1953. The statistical analysis of the Canadian Lynx cycle. II. Synchronization and Meteorology. *Aust. J. Zool.*, 1(3):291–298.
- 5 – Lande R., Engen S., & Sæther B. E., 1999. Spatial Scale of Population Synchrony: Environmental Correlation versus Dispersal and Density Regulation. *Am. Nat.*, 154(3):271–281.
- 6 – Heino M., Kaitala V., Ranta E., & Lindström J., 1997. Synchronous dynamics and rates of extinction in spatially structured populations. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.*, 264(1381):481–486
- 7 – Jarillo J., Sæther B. E., Engen S., & Cao F. J., 2015. Effects of harvesting and strength of competition on spatial scales of population fluctuations of two competing species. Submitted.

Cyanobacteria as potential food preservatives and pharmaceutical supplements

Idaira Jerez-Martel¹, Sara García-Poza¹, Gara Rodríguez-Martel¹, Cristina Afonso-Olivares¹, Milagros Rico¹, Miguel Suárez de Tangil¹ & Juan Luis Gómez-Pinchetti²

¹ Grupo QUIMA, Instituto de Oceanografía y Cambio Global, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Campus de Tafira, 35017 Las Palmas de Gran Canaria, Canary Islands, Spain.

² Banco Español de Algas, Instituto de Oceanografía y Cambio Global, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Muelle de Taliarte s/n, 35214 Telde, Canary Islands, Spain

ABSTRACT

The purpose of this work is to underline the potential of cyanobacteria in the production of health foods and as an antioxidant carrier in the food and pharmaceutical industries. The present study investigates the phenolic profile of extracts of several cyanobacteria (*Nostoc* sp., *Nostoc* cf. *commune*, *Nodularia spumigena*, *Leptolyngbya protospira*, *Phormidiochaete* sp., and *Arthrospira platensis*) from the culture collection at the Spanish Bank of Algae. The use of reversed-phase high-performance liquid chromatography (RP-HPLC) permitted the identification of 6 phenolic constituents: gallic acid, (+) catechin, (-) epicatechin, syringic acid, protocatechuic acid and chlorogenic acid. The extracts were screened for their antioxidant activity in inhibiting the stable radical 1,1-diphenyl-2-picrylhydrazyl (DPPH). Cyanobacteria *Nostoc* cf. *commune* was the only one that showed the presence of phenolic compounds (71 µg of gallic acid and 2.16 µg of protocatechuic acid per gram of freeze-dried biomass). The tested phenolic compounds were not detected in the extracts derived from *Leptolyngbya protospira*, *Phormidiochaete* sp., *Nodularia spumigena* and *Nostoc* sp. However, these four cyanobacteria strains showed antioxidant activity.

INTRODUCTION

Phenolic compounds are secondary metabolites of plants with well known health benefits. Epidemiological studies strongly suggested that long term consumption of diets rich in phenolic compounds offered some protection against development of cancers, cardiovascular diseases, diabetes, osteoporosis and neurodegenerative diseases. In living systems under stress, the excessive generation of hydroxyl radical (OH⁻) and other highly reactive oxygen species (ROS) produce oxidative damage through the reaction of these species with almost every cellular biomolecules including DNA. Phenolic compounds are radical scavengers and inhibit iron-mediated oxyradical formation preventing various processes of oxidative stress considered the origin of the above cited diseases [1].

By other hand, the most widely food synthetic preservatives, butylated hydroxytoluene (BHT) and butylated hydroxyanisole (BHA), have been restricted because all published findings agree with the fact that they are tumor promoters [2,3]. BHA induces tumors of the forestomach in animals, which are dose dependent, whereas BHT induces liver tumors in long-term experiments. Therefore, crude extracts of plant materials are increasingly of interest in food industry as potential sources of safe antioxidants to replace these synthetics preservatives. The increased demand for healthy foods could find a nontraditional ally in cyanobacteria. Recent studies revealed beneficial effects of plant extracts in several food preparations, improving antioxidant properties

by increasing the content of phenolic compounds and carotenoids without affecting their cooking, textural and sensory properties [4]. In this sense, cyanobacteria may become an alternative source of natural antioxidants and other ingredients with potential benefits to consumers. Despite the important role of phenolic compounds, few reports have focused on the identification and quantification of polyphenols in cyanobacteria [5,6].

The main aims of the current investigation were: (i) to study the antioxidant activity of extracts derived from several cyanobacteria strains (*Nostoc* sp. (BEA 1052B), *Nostoc* cf. *commune* (BEA 0024B), *Nodularia spumigena* (BEA 0854B), *Leptolyngbya protospira* (BEA 0661B), *Phormidiochaete* sp. (BEA 0762B) and *Arthrospira platensis* (BEA 0016B); (ii) to identify and quantify the phenolic profiles of the extracts. The above cited cyanobacteria strains were bioprospected at the Canarian region and deposited at the culture collection of the Spanish Bank of Algae (Taliarte, Spain). These results will help to improve our knowledge about cyanobacteria and their potential uses.

MATERIAL & METHODS

Cyanobacteria strains were provided by the Spanish Bank of Algae (Taliarte, Spain). The standard compounds gallic

acid (GA), (+) catechin (C), (-) epicatechin (E), syringic acid (SA), protocatechuic acid (PA), chlorogenic acid (CA), BHA and BHT were purchased from Sigma-Aldrich Chemie (Steinheim). Chromatographic analysis was performed on a Liquid Chromatography Varian system equipped with a diode array detector (DAD) and connected to a Star software. The Radical Scavenging Activity (RSA) was determined by measuring the loss of DPPH color at 515 nm after reaction with the samples. To test the antioxidant activity of the synthetic phenolic compounds BHA and BHT, the samples were prepared at concentration 1 mg mL⁻¹. Because the extracts are complex mixtures including active components at lower levels, these samples were prepared by solving 10 mg or 50 mg of extracting residue in one milliliter of solvent.

RESULTS & DISCUSSION

The in vitro antioxidant activities determined by using the DPPH assay showed that cyanobacteria *Nostoc cf. commune* and *Arthrospira platensis* did not inhibited DPPH radical, even at the highest tested proportion of 50 mg of algae biomass per mL. The remaining cyanobacteria showed low values of capacity to scavenge free radical DPPH that ranged from 7.6% (*Leptolyngbya protospira*) to 27.9% (*Nostoc* sp. (BEA 1052B)), lower values than those shown by the synthetic antioxidants BHA (91%) and BHT (26%) with the exception of *Nostoc* sp. (BEA 1052B).

The presence of polyphenols in the extracts was confirmed by comparing retention times and overlapping UV spectra with those of the standard compounds. The phenolic compounds were well resolved. All correlation coefficients for calibration curves were not less than 0.997. Among cyanobacteria extracts, gallic and chlorogenic acids were only identified in *Nostoc cf. commune* (BEA 0024B) (71 µg of gallic acid and 2.16 µg of protocatechuic acid per gram of freeze-dried biomass). Phenolic constituents gallic acid, (+) catechin, (-) epicatechin, syringic, protocatechuic and chlorogenic acids were not detected in the remaining tested cyanobacteria.

As a conclusion, the results in this study revealed that several cyanobacteria extracts (*Nostoc* sp., *Leptolyngbya protospira*, *Nodularia spumigena*, *Phormidiochaete* sp.) exhibited antioxidant activities, higher than the one shown by the preservative BHT for *Nostoc* sp. extract. Therefore, these are sufficient arguments for researching the viability of their use in the health and food industries in general, as well as in the pharmaceutical industry.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to express their gratitude to José Juan Santana Rodríguez for allowing the use of the HPLC equipment and to the Spanish Bank of Algae for providing microalgae strains. This research was supported by the sponsors "Familia Megías Martínez" and "Satocán Group" (Innova Program 2020 - Fundación Universitaria de Las Palmas).

REFERENCES

- 1 - Zhao C, Dodina G, Yuanc C, Chena H, Zheng R, Ji Z & Fana B-T, 2005. In vitro protection of DNA from Fenton reaction by plant polyphenol verbascoside. *Biochim. Biophys. Acta*, 1723:114–123
- 2 - EFSA Panel on Food Additives and Nutrient Sources added to Food (ANS), 2011. Scientific opinion on the reevaluation of butylated hydroxyanisole BHA (E 320) as a food additive. *EFSA J* 9(10):2392(49pp).
- 3 - EFSA Panel on Food Additives and Nutrient Sources added to Food (ANS), 2012. Scientific opinion on the reevaluation of butylated hydroxytoluene BHT (E 321) as a food additive. *EFSA J*. 10(3):2588 (43pp).
- 4 - Ajila CM, Aalami M, Leelavathi K & Prasada Rao UJS 2010. Mango peel powder: A potential source of antioxidant and dietary fiber in macaroni preparations. *Innov. Food Sci. Emerg. Technol.*, 11:219–224.
- 5 - López A, Rico M, Santana-Casiano JM, González-Dávila M & González AG, 2015. Phenolic profile of *Dunaliella tertiolecta* growing under high levels of copper and iron. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 22:14820–14828.
- 6 - Rico M, López A, Santana-Casiano JM, González AG & González-Dávila M, 2013. Variability of the phenolic profile in the diatom *Phaeodactylum tricornutum* growing under copper and iron stress. *Limnol. Oceanogr.*, 58(1):144-152.

Densidad y estructura de tallas de *Pinna nobilis* (Linneo, 1758) en dos espacios de la Red Natura 2000 del litoral alicantino (Sureste de España): *Cap de Les Hortes y Serra Gelada i Litoral de la Marina Baixa*

Santiago V. Jiménez-Gutiérrez, Joaquín Martínez & J.E. Guillén

Instituto de Ecología Litoral. El Campello (Alicante)

RESUMEN

En el presente estudio se presentan los resultados sobre el estado de las poblaciones de la especie de bivalvo *Pinna nobilis* en dos espacios de la Red Natura 2000 de la provincia de Alicante. *P. nobilis* (Linneo, 1758), también conocida como nacra, es endémica del mar Mediterráneo. Esta especie ha sido incluida en el anexo II (lista de especies en peligro o amenazadas) del Convenio de Barcelona (Protocolo ASPIM) y también está protegida por la directiva Habitats 92/43/EEC. Los resultados de los dos espacios de la Red Natura 2000 (*Serra Gelada i Litoral de la Marina Baixa* y *Cap de les Hortes*) no presentaron diferencias de densidad de *P. nobilis*, pero sí entre las distintas localidades de cada uno de ellos, debido, probablemente, a particularidades ambientales (biotopo, depredación, exposición a corrientes) propias de cada localidad. Por el contrario el tamaño de los individuos fue similar, tanto entre los dos espacios de la Red Natura 2000 estudiados, como en las localidades de muestreo.

INTRODUCCIÓN

La especie endémica *Pinna nobilis* (Linneo, 1758), también conocida como nacra, es la especie de bivalvo de mayor tamaño del mar Mediterráneo, pudiendo alcanzar una talla de 1 m [1]. Las nacras viven con la porción anterior de la concha parcialmente enterrada y están fijadas al sustrato mediante el biso [2]. Durante las últimas décadas las poblaciones de *P. nobilis* han decrecido bruscamente debido al abuso en su extracción por buceadores, pérdida de su biotopo natural (praderas de fanerógamas marinas) y el efecto negativo que la polución tiene sobre las larvas [3]. Debido a ello, *P. nobilis* ha sido incluida en el anexo II (lista de especies en peligro o amenazadas) del Convenio de Barcelona (Protocolo ASPIM) y también está protegida por la directiva Habitats 92/43/EEC.

El presente estudio se ha llevado a cabo en dos zonas de la costa de la provincia de Alicante (Sureste de España). La primera zona corresponde al LIC (Lugar de Interés Comunitario) *Serra Gelada i Litoral de la Marina Baixa*, con 5119 Ha de área marina y la segunda, situada al Sur de la primera, *Cap de les Hortes*, con una superficie de 4.253 Ha; ambas zonas poseen importantes praderas de fanerógamas marinas, especialmente de *Posidonia oceanica*, lugar donde *P. nobilis* encuentra un hábitat adecuado para su desarrollo.

El objetivo del presente estudio es comprobar el estado de las poblaciones de *P. nobilis*, así como detectar las posibles diferencias o similitudes existentes entre éstas en dos zonas con similar nivel de protección

MATERIAL Y MÉTODOS

Los muestreos se realizaron mediante equipo de buceo autónomo (SCUBA). Para la toma de datos se llevaron a cabo transectos de 50 m de longitud y 2 m de ancho, por lo que el área total muestreada por cada transecto fue de 100

m². Se seleccionaron zonas con *Posidonia oceanica* a 10 m de profundidad en cada uno de los espacios estudiados, localizándose dentro de ellos localidades de muestreo de forma aleatoria. En cada localidad de muestreo se realizaron 3 transectos de 50 x 2 m contabilizándose y midiendo todos los individuos detectados. Cuando un ejemplar de *P. nobilis* era localizado se anotaba la profundidad, la anchura mínima (w) y la altura fuera del sustrato (UL). Las mediciones fueron tomadas mediante un compás forestal, cuando el ejemplar superaba 10 cm, mientras que para individuos de tamaño inferior se utilizó un pie de rey. La altura total (Ht) fue calculada de acuerdo con lo propuesto por [4] donde $Ht = (1,79 w + 0,5 \pm 0,2) + UL$, siendo recomendable el uso de esta ecuación en amplias zonas del mar Mediterráneo cuando no sea posible desarrollar una estimación propia para la población que vaya a ser estudiada [5]. Previamente al análisis de datos, la normalidad de la variable dependiente fue verificada mediante el test de Kolmogorov-Smirnov, mientras que la homogeneidad de varianzas se comprobó mediante el test de Brown-Forsythe [6].

Los análisis de datos de densidad y tallas se realizaron mediante técnicas de análisis de varianza [7].

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los muestreos fueron llevados a cabo en 8 localidades, cuatro en cada una de los dos espacios de la Red Natura 2000 anteriormente descritos, siendo 2.400 m² la superficie total muestreada. Se contabilizaron y midieron 41 individuos (26 en *Serra Gelada* y 15 en *Cap de les Hortes*), siendo en la localidad de Altea donde se contabilizaron un mayor número de individuos (22), mientras que sólo en una localidad (*Carritxal*), no fue contabilizado ninguno.

La densidad promedio de *Pinna nobilis* (individuos / 100 m²) fue de 1.71, superior a 1, el valor más comúnmente registrado en el mar Mediterráneo, aunque inferior a los valores de otras zonas del mediterráneo occidental, como Cerbère-Banyuls en Francia (7.5 individuos 100 m²) o Scandola en Italia, con 6.25 individuos 100 m². Los valores de densidad entre las zonas LIC de la Red Natura 2000 no mostraron diferencias significativas (Tabla 1), mientras que sí lo hizo entre las distintas localidades de muestreo, siendo la de Altea, debido a su alta densidad (7.3 individuos / 100 m²) concluyente a la hora de determinar diferencias significativas con otras localidades (Cala Mina, Mitjana, Olla, Carritxal). La gran diferencia de densidad encontrada entre las localidades, con condiciones ambientales muy similares (10 m de profundidad y pradera de *Posidonia oceanica*) fue probablemente debida a la característica distribución contagiosa de la especie, formando metapoblaciones generalmente de 1 individuo / 100 m², intercalándose otras de mayor densidad que pueden llegar a 16 ejemplares / 100 m², a causa de que las condiciones ambientales podrían estar alterando la supervivencia de algunos ejemplares, y por lo tanto, influyendo en la densidad de cada localidad.

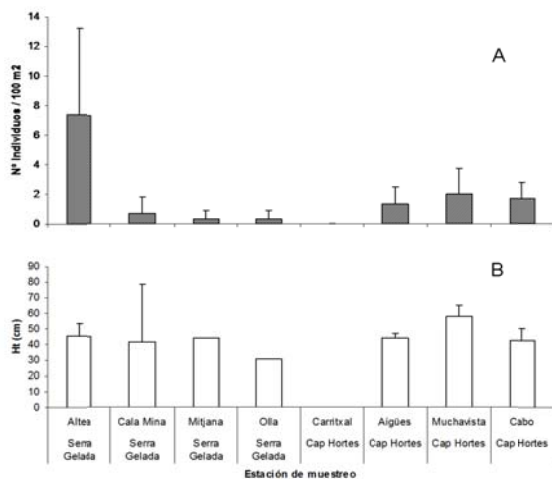


Fig. 1. Densidad (A) y talla promedio (B) de *Pinna nobilis* en cada una de las estaciones de muestreo y el espacio de la Red Natura 2000 al que corresponde.

La estructura de tallas en *Serra Gelada* presentó una mayor frecuencia de los individuos entre 25-50 cm mientras que en *Cap de les Hortes* estuvo repartida en el rango 25-75 cm.

La talla promedio en *Cap de les Hortes* (49.83 ± 2.54) fue superior a la de *Serra Gelada* (44.70 ± 2.11), aunque esta diferencia no fue suficiente como para ser detectada estadísticamente (Tabla 1). Dentro de cada espacio de la Red Natura 2000 tampoco se detectaron diferencias significativas (Tabla 1) entre las localidades de muestreo, por lo que se puede considerar una estructura de tallas similar en ambas zonas.

En resumen, Los dos espacios de la Red Natura 2000 en estudio, no presentaron diferencias de densidad de *P. nobilis*, pero sí entre las distintas localidades de cada uno de ellos, debido, probablemente, a particularidades ambientales (biotopo, depredación, exposición a corrientes) propias de cada localidad. Las diferencias en densidad no

influyeron en el tamaño de los individuos, que fue similar tanto entre los espacios de la Red Natura 2000 como entre las localidades de muestreo.

Tabla 1. Resultado del análisis de varianza (ANOVA). g.l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. Transformación ($\sqrt{\quad}$): raíz cuadrada) nivel de significación: ns, no significativo; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; w: indica que no existe homogeneidad de varianzas, siendo el nivel de significación: ** = $P < 0.01$; *** = $P < 0.001$

Fte. variación	Densidad		
	g.l.	C.M.	F
Zonas LIC	1	0.105393	0.22365 ^{ns}
Localidades	7	0.9602007	4.095903**
Transformación	$\sqrt{\quad}$		
Fte. variación	Talla		
	g.l.	C.M.	F
Zonas LIC	1	1.247970	0.87714 ^{ns}
Localidades	6	225.4226	2.4273 ^{ns}
Transformación	w		

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Fundación Biodiversidad la financiación del presente estudio y a Daniel Gilabert (Rutes de Mar) por su colaboración en los muestreos.

REFERENCIAS

- Zavodnik, D., Hrs-Brenko, M., & Legac, M. 1991. Synopsis on the fan shell *Pinna nobilis* L. in the eastern Adriatic Sea. *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, 169-178.
- Katsanevakis, S. 2007. Growth and mortality rates of the fan mussel *Pinna nobilis* in Lake Vouliagmeni (Korinthiakos Gulf, Greece): a generalized additive modelling approach. *Marine Biology*, 152(6), 1319-1331.
- Vicente, N. & Moreteau, J. C. 1991. Statut de *Pinna nobilis* L. en Méditerranée (mollusque eulamellibranche). *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, 159-168.
- 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.
- García March, J. R. 2005. *Aportaciones al conocimiento de la biología de Pinna nobilis Linneo, 1758 (Mollusca Bivalvia) en el litoral mediterráneo ibérico*. Tesis doctoral. Universidad de Valencia. 335 pp.
- Brown, M. B., & Forsythe, A. B. 1974. Robust tests for the equality of variances. *Journal of the American Statistical Association*, 69(346), 364-367.
- Underwood, A. J. 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press. 524 pp.

Rhizostoma luteum, or *Rhizostoma pulmo*, that is the question

Karen Kienberger¹ & Laura Prieto¹

¹ Department of Ecology and Coastal Management, Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (CSIC), Republica Saharaui 2, 11519 Puerto Real, Cádiz, Spain

ABSTRACT

In this present study, we report historical and recent records of living and stranded specimens of *Rhizostoma luteum*, which was first described in 1827 by Quoy & Gaimard under the name *Orythia lutea* from the Strait of Gibraltar (Southern Iberian Peninsula). We reviewed historical records and report sightings from the Northeastern Atlantic and Alboran Sea of photographic materials taken by citizens of *R. luteum* since 1998. After 60 years of no scientific records of this species, in 2013 a phylogenetic analysis ratified that *R. luteum* differed from *Rhizostoma pulmo* and *Rhizostoma octopus*. Our study confirms, that in the past, *R. luteum* was frequently misidentified in the Alboran Sea with the closely related Mediterranean *R. pulmo* and, likewise, in the Northeastern Atlantic with another jellyfish from the order Rhizostomeae, *Catostylus tagi*. These results indicate that at least in the last decade the abundance of *R. luteum* was more significant than *R. pulmo* in the West and South coasts of the Iberian Peninsula and West and North shores of Africa, as we were able to confirm more than 150 observations of *R. luteum* in the past 17 years and only a hand full of *R. pulmo*.

INTRODUCTION

Representative of the group of scyphozoa, containing almost 200 species [1] are found in all oceans and occur in pelagic habitats from the surface to the abyss. The genus *Rhizostoma* has been a subject of much controversy in the past and at present, three species of the genus *Rhizostoma* are recognized: *R. pulmo* (Macri, 1778), *R. octopus* (Linnaeus, 1788) and *R. luteum* (Quoy & Gaimard, 1827). *R. pulmo* is occurring in the Mediterranean and the nearby Atlantic Ocean coastal regions, while *R. octopus* is established in Northwest Europe, appearing along the Southern and Western coasts of the British Isles and in the Southern North Sea. *R. luteum* is found off the coasts of Portugal, the Strait of Gibraltar, and the West coast of Africa.

Until this study, there has been a lot of debate about *R. luteum*, which was always referred as rare species and only on 8 occasions, samples of this giant jellyfish have been collected since 1827 [2,3,4]. After 60 years of no scientific records, in 2013 Prieto *et al.* [4] presented reports of sightings of living and beached specimens on the Atlantic coast of Morocco and along the south shore of the Iberian Peninsula during Summer 2012 and Winter 2013 from the Gulf of Cádiz. This was the first account of this species in the Southwestern Mediterranean Sea, describing also the genetic signature and confirmation of the different species.

MATERIALS AND METHODS

We reviewed historical references since Quoy & Gaimard first described this species in 1827 [5], and, furthermore, examined broader public literatures, referring to the scyphomedusa present in the Alboran Sea and the Strait of Gibraltar. Additionally, this study includes photos taken by citizens from the Canary Islands, Agadir (Morocco), up to

the Southwest coast of Portugal, Strait of Gibraltar and the Alboran Sea. A total of 152 *R. luteum*, 6 *R. pulmo* and 10 *C. tagi* sightings were compiled. 103 photography were taken by citizens, 3 sighting were compiled from the project “Campaña Medusas” by the Spanish Ministry of Environment, 18 media reports were included documenting beaching of the giant jellyfish, 16 photos and videos were obtained directly from the Internet (YouTube, Flickr, blogs, Facebook, etc.) and 4 observations were downloaded from open access databases. Moreover, field data of *R. luteum* were collected between October 2013 and October 2015 in the region of La Herradura, Coast of Granada, NE Alboran Sea (36.7211° N, 3.7266° W) and data of *R. pulmo* were collected during 2012 in Doñana National Park, Gulf of Cádiz (36.7300° N, 3.7631° W).

RESULTS AND DISCUSSION

The results of this investigation confirm that *R. luteum* (Fig. 1) is not such rare specie in the coastal water of the West and South coasts of the Iberian Peninsula and West and North shores of Africa. In the past 17 years, we were able to confirm more than 150 observations of *R. luteum*. A total of 15 of *R. luteum* were sampled throughout a period of two years, showing a tendency of smaller animals during December - January and larger sizes in Autumn.



Fig. 1. *Rhizostoma luteum*

Observations by citizens of *R. luteum* between 1998 and 2015 indicate that from 2011 on, there was a significant increase in sightings, being 2015 (with 36 observations) and 2014 (with 33 sightings) the years with the most abundance. On the other hand, the limited data obtained in our survey about the occurrence of *R. pulmo* (Fig. 2), shows that this species was present during 2012 in the Gulf of Cádiz and seemed to have been more abundant in the 1990s in the NE Alboran Sea, although this issue needs further investigation.

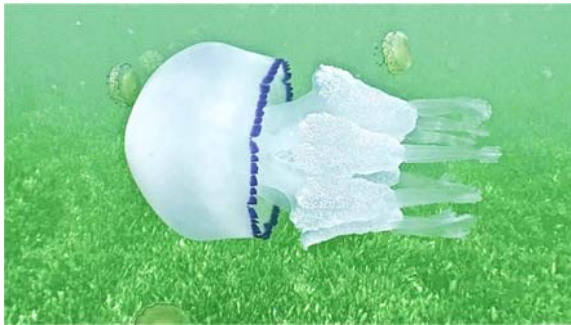


Fig. 2. *Rhizostoma pulmo*

Nonetheless, this study confirms the frequent misidentification of *R. luteum* in the past two decades with the sibling specie *R. pulmo* in the Alboran Sea and the similar *C. tagi* in the adjacent Atlantic Ocean coastal regions.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank D. Enayati, A. Villaescusa, A. Moreno and J. Alonso for support in the field. We thank the Puerto Deportivo Marina del Este (La Herradura, Granada) for allowing us to sample inside the Port. This work was financially supported by projects PERSEUS (FP7-287600) and Consejería de Medioambiente, Junta de Andalucía (Observatorio Global del Estrecho). K. K. was financially sustained by a Ph.D. fellowship from the Rotary Foundation. A research grant to L. P. from Ramón y Cajal Programme of the Spanish MIC is also acknowledged.

REFERENCES

- 1 - Mayer AG, 1910. *Medusae of the World. Vol. 3, The Scyphomedusae*. Carnegie Institution, Washington, pp 735.
- 2 - Grenacher H & Noll FC, 1876. *Beiträge zur Anatomie und Systematik de Rhizostomeen*. Abhandlungen der Senckenbergischen Naturforschung Gesellschaft, 10, Frankfurt am Main, pp 79.
- 3 - Kramp PL, 1961. Synopsis of the medusae of the world. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 40:378.
- 4 - Prieto L, Armani A & Macias D, 2013. Recent strandings of the giant jellyfish *Rhizostoma luteum* Quoy and Gaimard, 1827 (Cnidaria : Scyphozoa : Rhizostomeae) on the Atlantic and Mediterranean coasts. *Marine Biology*, 160:3241-3247.
- 5 - Quoy JRC & Gaimard JP, 1827. *Observations zoologiques faites à bord de l'Astrolabe en mai 1826, dans le détroit de Gibraltar*. Annales Sciences Naturelles 10:175-176.

Underwater imagery-study of sediment and fauna for habitat characterization in mud volcanoes of the Spanish margin (Gulf of Cádiz)

C. Krutzky¹, J.L. Rueda², N. López-González², F.J. López-Rodríguez³, O. Sánchez-Guillamón², E. González-García⁴, J. Urrea⁴, D. Palomino², G. Bruque⁵, J.T. Vázquez², L.M. Fernández Salas⁵ & V. Díaz del Río²

¹Fachbereich Biologie, Universität Osnabrück, 49096 Osnabrück, Germany

²Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Málaga. Puerto pesquero s/n. 29640, Fuengirola, Málaga.

³Thalassatech. C/ Eneas, 147. 29004. Málaga

⁴Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga. Campus de Teatinos s/n. 29071, Málaga.

⁵Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Cádiz, Muelle de Levante, s/n. 11006, Cádiz.

ABSTRACT

Habitat characterization using underwater images has been carried out in 4 mud volcanoes (Gazul, Almazán, St. Petersburg and Aveiro) and one mud volcano/diapir complex (Hespérides) located at the middle slope of the Spanish margin of the Gulf of Cádiz (360-1200m depth). A total of 126 species, mostly cnidarians, sponges, brachiopods, crustaceans and echinoderms and 19 habitats have been observed in the underwater images, including anoxic bottoms with cold seep fauna or remains (*Siboglinum* sp., *Lucinoma asapheus*, *Solemya elarraichensis*), bottoms with authigenic carbonates colonized by gorgonians and anthipatharians, extensive muddy bottoms with sea pens (*Kophobelemnion* sp., *Protoptilum* sp.) and bamboo corals (*Isidella elongata*) and cold-water coral banks (*Madrepora oculata*). Habitat type and distribution seem influenced by sedimentary features, presence of hard substrates with authigenic carbonates, seepage activity, depth and hydrodynamic conditions. Cold seep related species and heterotrophic species not directly linked to fluid venting represent seepage activity indicators and induce habitat and biodiversity differentiation among the fluid venting edifices.

INTRODUCTION

Underwater image analysis has gained importance nowadays, representing a well known established quantitative and qualitative method for seabed exploration [1]. Unlike traditional sampling, underwater imagery-studies are less invasive and can cover large areas, acquiring information on the distribution and diversity of habitats and species (mainly sessile mega-epifauna) in their natural environment. In deep-sea areas, imagery-studies can provide important and novel ecosystemic information of seafloor structures such as seamounts, submarine canyons and mud volcanoes (MVs) that could not be previously obtained with traditional sampling.

The Gulf of Cádiz (GoC) represents an important seepage area with ca. 80 MVs, some of them with modern fluid venting processes and others with a high availability of authigenic carbonates [2]. These structures are under protection in European waters (Habitat 1180, Submarine structures made by leaking gases, Habitat Directive 92/43/EEC). Unlike for geological features, there is scarce information on habitats and associated biota of MVs [3] and very few studies using underwater images [4].

MATERIAL & METHODS

Sediment and fauna characterization was performed on 14 underwater HD image (pictures and videos) transects from 4 MVs (Gazul, Almazán, St. Petersburg and Aveiro) and one MV/diapir complex (Hespérides) obtained with the VOR APHIA 2012 (*Vehículo de Observación Remolcado*)

during the INDEMARES-CHICA0412 expedition on board R/V Ramón Margalef. Sediment type was annotated and all organisms were identified to the lowest possible taxon and quantified in each picture as colonies (e.g. cnidarians) or individuals (e.g. echinoderms). Species richness, abundance of individuals/colonies, dominance and frequency of each species were calculated for each transect or 20m-standard section. Multivariate analyses (MDS, CLUSTER, ANOSIM, SIMPER) explored the similarity of the sediment and faunistic features of the different standard sections of transects at different MVs using PRIMER 6.

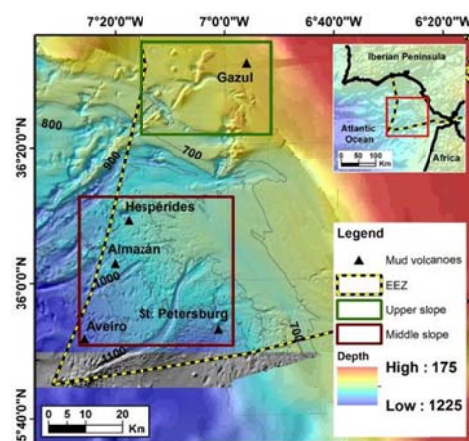


Fig. 3 Location of the explored fluid venting edifices.

RESULTS & DISCUSSION

A total of 10,292 valid pictures (93.8% of all pictures) were analyzed, containing 5,769 individuals/colonies belonging to 126 species. Cnidarians (54.9%), sponges (24.8%), brachiopods (5.7%), crustaceans (4.9%) and echinoderms (4.8%) dominated in number of species and abundance. Species richness and abundance per standard sections was maximal in Hespérides, followed by Almazán and Gazul. Aveiro and St. Petersburg displayed lower and similar species richness, but higher abundances were detected in St. Petersburg.

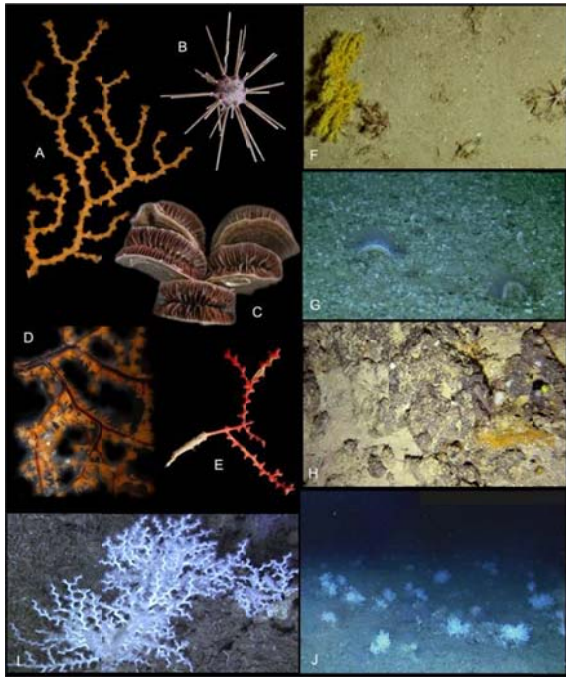


Fig. 2. Habitats and habitat-forming species observed in different fluid venting edifices of the Spanish margin of the Gulf : (A) *Chelidonis aurantiaca*, (B) *Cidaris cidaris*, (C) *Flabellum chunii*, (D) *Leiopathes glaberrima*, (E) *Swiftia pallida*, (F) *Placogorgia* sp., and *Cidaris cidaris* (Almazán), (G) *Flabellum chunii* (Hespérides), (H) Authigenic carbonates with *Desmospongiae* and *Leiopathes glaberrima* (Hespérides), (I) *Madrepora oculata* (Gazul). (J) Cold-water coral bank with *Madrepora oculata* and *Lophelia pertusa* (Gazul).

Regarding multivariate analyses (CLUSTER, MDS), the standard sections of Gazul displayed a high similarity (Group 1), nearly all sections of Hespérides and Almazán formed another group (Group 2) and all sections of Aveiro and St. Petersburg as well as some of Hespérides and Almazán formed a third group (Group 3). Gazul is characterized by the highest inter-section similarity (67.52%), followed by Aveiro (44.21%), St. Petersburg (30.48%), Hespérides (28.33%) and Almazán (26.27%). The largest differences between fluid venting edifices were observed for Aveiro and Gazul (dissimilarity=99.20%) due to the dominance of *Madrepora oculata*, *Antipathella subpinnata* and *Polyplumaria flabellata* in Gazul and *Pheronema carpenteri*, *Radicipes cf. fragilis* and *Protoptilum cf.*

carpenteri in Aveiro. Aveiro and Hespérides also displayed large differences (dissimilarity=97.73%) due to the high dominance of *P. carpenteri* and *R. cf. fragilis* in the former and of *Gryphus vitreus*, *Telestula* sp. and *Munida* sp. in the latter. The same was observed for Hespérides and St. Petersburg (dissimilarity=95.01%) due to the higher abundance of the above mentioned species in the former and of *P. cf. carpenteri* and *Kophobelemnon stelliferum* in the latter. The transects located in the northeastern and southern areas of Hespérides are less different (from 73.74% to 86.26%) than those of Almazán because the dominant species are similar, including *Telestula* sp., *Neocomatella europaea*, *Swiftia pallida*, *Desmospongiae* 3 and *Gryphus vitreus*. Gazul always displayed large differences with other MVs (dissimilarities from 90.80% up to 99.20%) because of the presence of specific species for Gazul, which rises above the interface between the Surficial Atlantic Water and the Mediterranean Outflow Water, factor that should promote the absence of typical middle slope species. The most similar fluid venting edifices seem to be St Petersburg and Aveiro (dissimilarity=76.58%) with similar dominant species (*R. cf. fragilis*, *Pheronema carpenteri*). The depressions of Almazán, and all transects of Aveiro as well as those of St. Petersburg are part of the largest grouping (Group 3) due to the high dominances of *Isidella elongata*, *P. cf. carpenteri* and *R. cf. fragilis*.

Environmental variables such as substrate type, seepage activity, depth and hydrodynamics of the different MVs may influence the distribution of species and therefore the occurrence of this wide variety of habitats in this MV field.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study is a contribution to the projects INDEMARES-LIFE+ (07/NAT/E/000732), SUBVENT (CGL2012-39524-C02) and ATLAS (EU, Horizon 2020).

REFERENCES

- 1 - McIntyre AD, 1956. The use of trawl, grab and camera in estimating marine benthos. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 35:419-429.
- 2 - Díaz-del-Río V, Somoza L, Martínez-Frías J, Mata, PM, Delgado A, Hernández-Molina FJ, Lunar R, Martín-Rubí JA, Maestro A, Fernández-Puga MC, León R, Llave E, Medialdea T & Vázquez JT, 2003. Vast fields of hydrocarbon-derived carbonate chimneys related to the accretionary wedge/olistostrome of the Gulf of Cádiz. *Mar. Geol.*, 195:177 - 200
- 3 - Cunha MR, Rodrigues CF, Génio L, Hilário A, Ravara A & Pfannkuche O, 2013. Macrofaunal assemblages from mud volcanoes in the Gulf of Cádiz: abundance, biodiversity and diversity partitioning across spatial scales. *Biogeosciences*, 10:2553-2568.
- 4 - Rueda JL, González-García E, Krutzky C, López-Rodríguez FJ, Bruque G, López-González N, Palomino D, Sánchez RF, Vázquez JT, Fernández-Salas LM & Díaz-del-Río V, in press. From chemosynthesis-based communities to cold-water corals: Vulnerable deep-sea habitats of the Gulf of Cádiz. *Mar. Biodiv.*

Evolución no estacionaria de los niveles de oxígeno en sedimentos intermareales en emersión

Miguel Lara¹, Julio Bohórquez¹, Juan Luis Jiménez-Arias¹, Jose María Crespo¹, Sokratis Papaspyrou², Sara Haro¹ & Alfonso Corzo¹

¹ Departamento de Biología, CEI-MAR, Universidad de Cádiz, Pol. Río San Pedro s/n. 11510 Puerto Real, España.

² Departamento de Biomedicina, Biotecnología y Salud Pública, Universidad de Cádiz.

RESUMEN

La estimación de la producción microfítobentónica mediante microelectrodos de oxígeno, ya sea con el método de transición luz-oscuridad o la interpretación de perfiles, requiere asumir que las concentraciones de oxígeno en la interfase sedimento-agua están en estado estacionario. Sin embargo, se constata que durante periodos de emersión este supuesto puede resultar débil debido a 1) la pérdida de agua de los poros y 2) los cambios en la difusividad del oxígeno. El presente estudio analiza la evolución de un pico de oxígeno no estacionario (O_2 max) y la producción bruta asociada al microfítobentos de un intermareal fangoso, durante 2 horas de emersión en microcosmos. Los resultados muestran que mientras el contenido en agua de poro pasa del 69 al 63%, la lectura fija de O_2 max decrece linealmente ($-0.20 - -0.03 \mu M s^{-1}$) y el perfil desciende con respecto a la posición del microelectrodo, pero no con respecto a la superficie del sedimento. Esto último se traduce en una advección aparente que contribuye entre un 21-97% a la disminución observada, mientras que el resto representa una depleción real en O_2 max. Los perfiles de producción bruta (PB) se corrigieron con difusividades entre $7.5 \cdot 10^{-5}$ y $3.25 \cdot 10^{-4} cm^2 s^{-1}$, obteniendo una elevada variabilidad en los valores integrados de PB respecto a inmersión. Por consiguiente, futuras investigaciones deben considerar la contribución de los cambios en la difusividad del oxígeno, así como posibles efectos advectivos a la hora de interpretar los perfiles de oxígeno en la interfase sedimento-agua en condiciones de emersión.

INTRODUCCIÓN

La importancia del microfítobentos (MPB) en la oxigenación del sedimento intermareal y la disponibilidad de recursos para la fauna bentónica está ampliamente documentada, representando así una fracción significativa de la producción primaria costera [1]. Entre los diversos métodos que se emplean para medir la producción microfítobentónica, destaca el uso de microelectrodos de oxígeno ([2],[3]). En este caso, los valores de producción neta se calculan a partir de la suma de los flujos difusivos, o bien modelizando la curvatura de los perfiles de oxígeno mediante software especializado (por ejemplo, PROFILE, [2]). Ambas aproximaciones se basan en la ecuación de reacción-difusión que rige el transporte vertical en el sedimento, la cual toma la forma:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \varphi(D_s) \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + R \quad (\text{ecuación 1})$$

donde φ es la porosidad, C es la concentración de oxígeno en el agua de los poros, D_s es la difusividad aparente y R es la producción neta o el consumo. La aplicación de esta ecuación requiere dos asunciones fundamentales [3], a saber: (1) ausencia de movimiento del agua de los poros, y (2) concentraciones de oxígeno (C) en estado estacionario ($dC/dt=0$). De igual modo, la medición de la producción bruta (PB) por el método de transición luz-oscuridad asume

condiciones estacionarias de partida [3]. La resolución temporal del método es inversamente proporcional a la difusividad del oxígeno [3].

La actividad fotosintética del MPB responde a ciclos diarios derivados de la interacción entre el fotoperíodo (luz-oscuridad) y el forzamiento mareal (inmersión-emersión) [1]. Durante periodos de emersión el MPB exhibe las mayores tasas de fotosíntesis, pero al mismo tiempo pueden observarse procesos desecativos que inducen pérdidas del agua de poro e incrementos en la difusividad del oxígeno ([4],[5]). Como resultado, se produce un desequilibrio entre el término difusivo y el término de producción en (ecuación 1), pudiéndose generar condiciones no estacionarias en los perfiles.

El objetivo del presente estudio consiste en caracterizar el desequilibrio en los picos de producción durante las primeras horas de emersión de una comunidad de MPB, y analizar las consecuencias que los cambios difusivos tienen sobre la estima de producción bruta.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizaron experimentos de laboratorio con testigos de sedimento en acuarios, bajo un circuito cerrado de agua de mar recogida *in situ*. El sedimento se recolectó en marea baja, en una zona intermareal del saco interno de la Bahía de Cádiz (Isla del Trocadero; N 36° 30' 41,5764' ' , O 6° 13' 59,574' '). Se tomaron dos muestras distintas:

Sedimento superficial (< 1 cm) y sedimento profundo. Una vez en el laboratorio, ambas muestras se tamizaron y se rellenaron los testigos (diámetro interno=34 mm, altura=16 cm) con sedimento profundo y sedimento superficial (0-2 cm). Los testigos se mantuvieron durante 4 días, con un fotoperíodo 12:12, temperatura=18 °C e irradiancia PAR=270 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Inicialmente se observó que la fase de máxima producción (meseta) se alcanzaba alrededor de 4 horas después del comienzo de la iluminación, fase en la cual las medidas de fotosíntesis no son afectadas por el fotoperíodo y por lo tanto representa la ventana temporal idónea para medir PB.

Los perfiles de oxígeno se realizaron empleando microelectrodos selectivos de la marca UNISENSE, con un tamaño de punta de 50 μm . Durante la exposición del sedimento a condiciones de emersión (2h), se efectuaron un total de 9 perfiles y seguimientos temporales en la posición del pico de oxígeno (5 min, $\text{O}_2 \text{ max}$), reajustando sucesivamente la profundidad de medida (Fig. 1). A partir de las pendientes en la evolución temporal de $\text{O}_2 \text{ max}$ (β) se separó la contribución de la advección aparente ($-w dC/dx$), de la disminución real en la concentración (dC/dt), estimada por la diferencia entre un perfil y el siguiente:

$$\beta = -w dC/dx + dC/dt \quad (\text{ecuación 2})$$

donde w es la velocidad de desplazamiento vertical de $\text{O}_2 \text{ max}$ y dC/dx es el gradiente de concentración. Las medidas de PB se realizaron aplicando el método de transición luz-oscuridad ([3]), tanto a tiempo final (2 h) como para las condiciones de inmersión iniciales. Los valores estimados se corrigieron a producción real, siguiendo el método de integración descrito en [3] y asumiendo un rango de difusividades para emersión de entre $7.5 \cdot 10^{-5}$ y $3.25 \cdot 10^{-4} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$, y un tiempo de sombreado de 2.5 s.

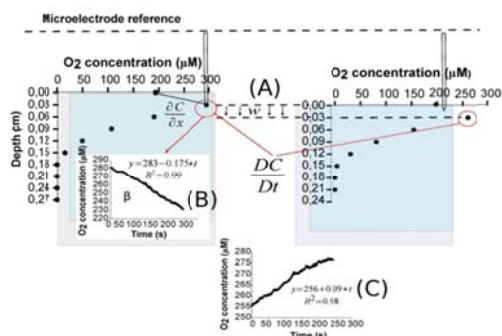


Fig. 1. Esquema del seguimiento temporal del pico de oxígeno ($\text{O}_2 \text{ max}$). (A) Descenso en la posición y la concentración de $\text{O}_2 \text{ max}$; (B) Registro a posición fija (5 min) de la evolución de $\text{O}_2 \text{ max}$; (C) Registro por debajo de la posición de $\text{O}_2 \text{ max}$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los perfiles de oxígeno mostraron una tendencia común durante el período de emersión (Fig. 1). De un perfil al siguiente, tanto la profundidad de $\text{O}_2 \text{ max}$ como la superficie del sedimento descendieron con respecto a la

posición del microelectrodo. No obstante, no se observaron cambios en la posición de $\text{O}_2 \text{ max}$ con respecto a la superficie del sedimento para la resolución espacial empleada (300 μm). Los valores de β (ecuación 2) oscilaron entre -0.20 - $-0.07 \mu\text{M s}^{-1}$, indicando un registro temporal descendente. Sin embargo, este decaimiento en el registro a posición fija no se vió acompañado por un decremento en $\text{O}_2 \text{ max}$ de la misma magnitud. Ello supone que la contribución de la advección aparente ($-w dC/dx$) representó entre el 21 y el 97% del registro a posición fija. En contraste, $\beta > 0$ justo por debajo de $\text{O}_2 \text{ max}$, corroborando el sentido descendente de los perfiles. La pérdida, en paralelo, del contenido en agua del sedimento -del 69% al 63% en peso- sugiere que la desecación estaría contribuyendo a una reestructuración vertical de la interfase sedimento-agua.

Por otra parte, los perfiles corregidos de PB exhibieron una elevada variabilidad en los valores integrados. Mientras que para la máxima difusividad considerada se obtuvo un 200% de la PB en inmersión, para la mínima difusividad este valor ascendió al 40%. Dichas diferencias reflejan claramente que la corrección de las medidas de PB requiere de una adecuada estimación de la difusividad, para lo cual deben considerarse los posibles efectos que la exposición del sedimento induce en la difusión aparente del oxígeno (e.g. [5]).

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por los proyectos MICROBAHIA (CTM2013-43857-R) del Ministerio de Economía y Competitividad y P11-RNM-7199 de la Junta de Andalucía.

REFERENCIAS

- 1-Kwon BO, Khim JS, Park J, Ryu J, Kang SG & Koh CH (2012). Short-term variability of microphytobenthic primary production associated with in situ diel and tidal conditions. *Estuar Coast Shelf*, 112:236-242.
- 2-Berg P, Risgaard - Petersen N & Rysgaard S (1998). Interpretation of measured concentration profiles in sediment pore water. *Limnol Oceanogr*, 43(7):1500-1510.
- 3-Revsbech NP, Madsen B & Jørgensen BB (1986). Oxygen production and consumption in sediments determined at high spatial resolution by computer simulation of oxygen microelectrode data. *Limnol Oceanogr*, 31(2):293-304.
- 4-Coelho H, Vieira S & Seródio J (2009). Effects of desiccation on the photosynthetic activity of intertidal microphytobenthos biofilms as studied by optical methods. *J Exp Mar Biol Ecol*, 381(2):98-104.
- 5-Hofman, PAG, De Jong, SA, Wagenvoort, EJ & Sandee, AJJ (1991). Apparent sediment diffusion coefficients for oxygen and oxygen consumption rates measured with microelectrodes and bell jars: Applications to oxygen budgets in estuarine intertidal sediments (Oosterschelde, SW Netherlands). *Mar Ecol Prog Ser*. Oldendorf, 69(3): 261-272.

Estudio del efecto de artes y aparejos de pesca perdidos o abandonados sobre las especies marinas de porte rígido: sosredes.org

David León-Muez, Alejandro Terrón-Sigler, Alejandro Ibáñez Yuste, Patricio Peñalver-Duque & María García Gutiérrez

¹ Asociación Hombre y Territorio. C/ Betania nº 13. CP. 41007 Sevilla, España.

www.hombreyterritorio.org, contacto@hombreyterritorio.org

www.sosredes.org, contacto@sosredes.org

RESUMEN

El proyecto sosredes.org pone de manifiesto, da a conocer, obtiene información y actúa en relación a los restos de artes de pesca y aparejos perdidos o abandonados en el fondo marino en zonas protegidas, sobre todo en lo que afecta a hábitats y especies amenazadas: redes, cabos, cadenas, plomos, anzuelos, sedales... derivados tanto de pesca profesional como recreativa-deportiva. En la primera fase se está realizando una primera caracterización de estos elementos en el Mar de Alborán, a través de una base de datos recopilada con fichas enviadas por los centros y clubes de buceo que operan en la zona, administraciones, técnicos y buceadores particulares, donde se incluye la zona, localización y fotografías (obtenidas en las inmersiones que se realizan). Con estos datos se está elaborando un primer registro para posteriormente planificar, siempre bajo una evaluación previa, posibles extracciones-retirada de elementos que estuvieran impactando sobre alguna especie o hábitat amenazado. La web presenta diferentes apartados relacionados con el tema y esquemas-dibujos para dar a conocer los tipos de pesca, sus elementos más representativos y los posibles daños que causan en ecosistemas y especies. www.sosredes.org está apoyado por varios centros de buceo, redes de vigilancia, entidades privadas y públicas, y está gestionado con fondos propios de la Asociación Hombre y Territorio. En 2016, y gracias a una ayuda concedida por la Fundación TIDES a través del programa de ayudas de PATAGONIA, se están realizando acciones puntuales cuyos datos se muestran a continuación.

INTRODUCCIÓN

En España, la pesca es una actividad con una elevada tradición y desarrollo cultural que se encuentra presente en los diferentes puntos y núcleos pesqueros que salpican nuestras costas. Esto se ve reflejado en nuestros hábitos de consumo de pescado o proteínas que provienen del mar, siendo el país con mayor consumo de éstas por persona/año. Históricamente, nuestro país ha sido una potencia pesquera a nivel mundial, presentando la mayor flota dedicada a esta actividad profesional y, aunque dicha flota se ha ido reduciendo poco a poco como consecuencia del establecimiento de las Zonas Económicas Exclusivas (entre otras medidas), la flota artesanal que faena en las inmediaciones del litoral está compuesta, actualmente, por más de 10.000 embarcaciones. Sin embargo, como cualquier otra, esta actividad genera residuos debido a la pérdida, rotura o desgaste de los diferentes artes, aparejos o utensilios de pesca. Y estos residuos pueden ocasionar daños directos o indirectos a los ecosistemas, hábitats y/o especies a corto, medio o largo plazo. Estos daños pueden ser más severos cuando se producen sobre áreas marinas protegidas (AMPs), ecosistemas emblemáticos (praderas de fanerógamas, coralígeno, etc.), hábitats singulares o especies endémicas y/o amenazadas [1].

Además, cabe destacar que la pesca profesional no es la única actividad que puede generar este tipo de residuos, su vertiente recreativa, también genera residuos que pueden

afectar a especies emblemáticas, amenazadas y/o endémicas.

Por tanto, la presencia de aparejos y artes de pesca abandonados, perdidos o descartados, denominados ALDFG (Abandoned, Lost or otherwise Discarded Fishing Gear), según dicta la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), es una problemática cuya incorporación es acuciante en cualquier plan de gestión del medio marino y litoral, más aún en zonas sensibles y/o protegidas [2].

Con el presente proyecto, el primero que se pone en marcha en España en general y en la Demarcación Marina del Estrecho y Alborán en particular, se pretende poner de manifiesto esta problemática e iniciar la caracterización y evaluación de incidencias de estas ALDFGs presentes principalmente en el infralitoral de Lugares de Interés Comunitario (LICs) y Áreas Marinas Protegidas (AMPs) pertenecientes a esta zona. De esta manera, se inician una serie de acciones para dar a conocer, sensibilizar, recopilar información e incluso extraer parte de estos residuos, si afectan a especies o ecosistemas prioritarios, con el fin de establecer un estándar o protocolo de evaluación, actuación, extracción y/o gestión en tierra de estos residuos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Tras plantear los objetivos a la Administración competente, y planificar previamente el trabajo para obtener el máximo de información, se realizaron inmersiones con escafandra autónoma en el LIC Acantilados de la Punta de la Mona (Granada) durante el mes de marzo de 2016. Estas inmersiones se realizaron perpendiculares a la costa, desde un punto georeferenciado previamente. Para la realización de las inmersiones, desde superficie hasta 35 metros de profundidad, se utilizó aire enriquecido en oxígeno en un 30%.

Todas las inmersiones fueron grabadas y fotografiadas, con el fin de obtener un mapa de distribución de estos elementos en la zona estudiada. Para el registro de información, cada pareja de buceadores (3 en total) llevó una cámara de vídeo, una cámara fotográfica, pizarras y brújulas subacuáticas.

En estas inmersiones, se registraron, fotografiaron, inventariaron y localizaron los diferentes restos de utensilios y artes encontrados, así como las especies, con especial importancia a aquellas incluidas en alguno de los catálogos o libros rojos, y el impacto o riesgo a la que estaban sometidas estas especies.

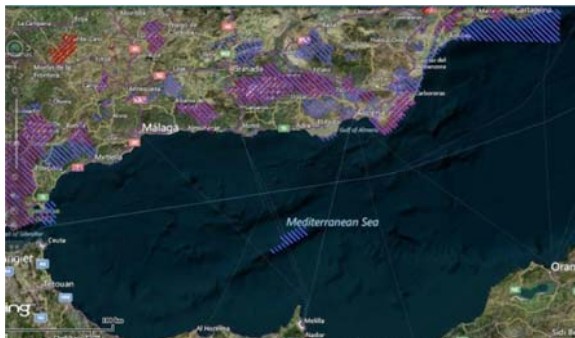


Fig 1 . Zona de estudio del proyecto sosredes.org

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos reflejan el desconocimiento que existe en muchas zonas naturales bajo protección respecto a estos impactos. En las inmersiones realizadas se han detectado restos de al menos 2 modalidades de pesca recreativa (pesca con caña y pesca con arpón) y al menos dos modalidades de pesca profesional: nasa, trasmallo. Asimismo, se han identificado 5 especies de invertebrados incluidos en alguno de los siguientes catálogos: Libro Rojo de los invertebrados de Andalucía, Lista roja de UICN, y se han marcado los impactos a los que están sometidos estas especies.

Con esta información se ha elaborado un fichero que ofrece, para la zona de estudio, toda la información recogida marcando en detalle la profundidad, especie/s, arte/s o utensilio/s encontrado/s y valoración del impacto.

Esta información se ha puesto en manos de la Administración Competente en la zona de estudio (Delegación Territorial de la Consejería de Medio

Ambiente y Ordenación del Territorio en Granada) para que pueda tomar las decisiones oportunas.

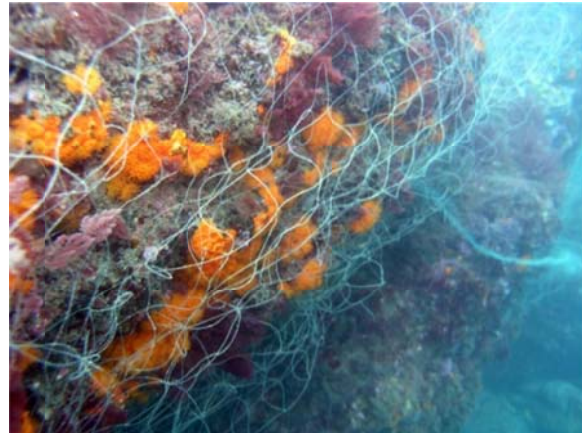


Fig 2. Trasmallo sobre pared de *Astroides calycularis*. LIC Acantilados de Maro Cerro Gordo (Granada)

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a las diferentes entidades públicas y privadas que están apoyando el proyecto: Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía (Delegación Territorial de Granada), UICN-Centro Mediterráneo, Acuario de Sevilla, Red Mare Nostrum Network, Red de Vigilantes Marinos, Asociación Vertidos Cero, Abysub, Buceo Estepona, Buceo Aguadulce, Scubasur, Dardanus, Aquatours, Buceo la Isleta, Buceo Las Negras, Villaricosub, Branquias, buceo2mares. Igualmente agradecer su ayuda al Departamento de Zoología de la Universidad de Granada. Este proyecto está financiado por la Asociación Hombre y Territorio (<http://www.hombreyterritorio.org>). Asimismo queremos agradecer a la Fundación TIDES y a PATAGONIA su confianza al financiar estas acciones durante 2016.

REFERENCIAS

- 1 – A Terrón-Sigler, D León-Muez, P Casado-Amezúa, PP Duque. El coral candelabro, una especie sensible a los artes de pesca: la presión pesquera sobre los invertebrados marinos de porte rígido., Quercus, junio 2015: 26-33.
- 2- Macfadyen, G.; Huntington, T.; Cappell, R. Aparejos de pesca abandonados, perdidos o descartados. Informes y Estudios del Programa de Mares Regionales, PNUMA No. 185; FAO Documento Técnico de Pesca y Acuicultura No. 523. Roma, PNUMA/FAO. 2011. 129p.

Foraminíferos en la laguna holocena de la Albufera de Valencia

María López-Belzunce¹, Ana María Blázquez¹, Pilar Carmona², José Miguel Ruiz²

¹ Instituto de Medio Ambiente y Ciencia Marina (IMEDMAR). Universidad Católica de Valencia San Vicente Mártir. C/ Guillem de Castro, 94. 46003-Valencia

² Departamento de Geografía. Universitat de València. Av. Blasco Ibáñez, 28. 46010-Valencia

RESUMEN

En este estudio se han identificado las asociaciones dominantes de foraminíferos bentónicos en un testigo de la Albufera de Valencia, que ocupa los últimos 8.240 años BP. Se pueden observar diferencias significativas entre una unidad A, localizada desde la base del testigo hasta 1 metro de profundidad y otra unidad B, que ocupa el último metro. En la unidad A se observa de forma dominante una asociación mezclada de foraminíferos, formada por especies eurihalinas y euri térmicas procedentes de aguas restringidas que se mezcla con especies estenotópicas procedentes del medio marino. Dentro de esta unidad se aprecian diferentes grados de conservación de las conchas, que se relacionan con los procesos de arrastres de los organismos marinos. Entre -3 y -1 m se registra una asociación restringida que indica la desconexión con el mar en momentos más recientes. La unidad B está caracterizada por la ausencia de foraminíferos calcáreos, aunque se registran niveles puntuales con foraminíferos de caparazón aglutinado propios de un medio palustre. En el techo, la precipitación masiva de carbonato cálcico indica la desecación total del medio encharcado.

INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras son un medio muy importante para el estudio de los cambios en el nivel del mar y de los eventos climáticos, al tiempo que aportan una información muy valiosa sobre los factores que controlan la evolución de los sistemas costeros. Es bien conocida la fiabilidad de los foraminíferos bentónicos como marcadores de ambientes restringidos (estuarios, lagunas costeras, bahías) y, en general, de ambientes paráticos [1,2,3,4]. En este trabajo se interpreta la capacidad explicativa de estos organismos como trazadores de cambios en medios sedimentarios costeros y sus variaciones derivadas de los posibles efectos antrópicos en la costa.

La Albufera de Valencia es la laguna costera más importante de la costa mediterránea española, localizada al sur de la ciudad de Valencia. Se trata de una laguna oligohalina que tiene una profundidad media de 1,2 metros y una extensión de 2.320 ha. Está separada de mar abierto por una barrera litoral de 30 km de longitud y una anchura que varía entre 500 y 1200 m (Fig 1). Es una laguna fuertemente antropizada debido a su colmatación para uso agrícola (arrozal) y que junto con la construcción de un espigón al norte en el puerto, bloqueó la dinámica litoral alterando la morfología de la laguna.

El objetivo de este trabajo es la reconstrucción paleoambiental de la Albufera de Valencia durante los últimos milenios. Para ello, se ha realizado un sondeo mecánico manual que ha sido analizado desde un enfoque multidisciplinar, haciendo especial hincapié en los foraminíferos bentónicos.

MATERIAL Y MÉTODOS

El testigo sedimentario se localiza en la coordenada UTM 7264362 (ETRS89) y alcanzó una profundidad de casi 6 m. Fue analizado desde el punto de vista cronoestratigráfico,

micropaleontológico y sedimentológico. El análisis micropaleontológico se realizó en muestras tomadas en intervalos de 10 cm, en un total de 57 muestras. Estos sedimentos fueron lavados con un tamiz de 63 micras, para recoger la fracción arena. Después de secarlos, los foraminíferos bentónicos fueron extraídos con la ayuda de una lupa binocular y fueron clasificados según Loeblich and Tappan (1988) y la [World Register of Marine Species \(WORMS\)](#).

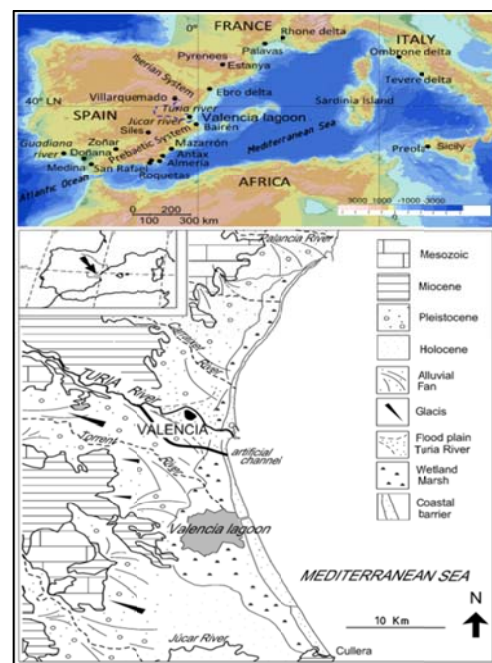


Fig. 1. Zona de estudio (Carmona *et al.*, 2011)

La determinación de las asociaciones se realizó determinando las abundancias relativas de las especies dominantes. Se recogieron 300 individuos por muestra para que fueran significantes estadísticamente [5]. En cuanto a la sedimentología, se analizó la materia orgánica (por el método de Walkey-Black), la proporción de carbonato cálcico y el contenido granulométrico de las muestras.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La base del testigo fue datada por C14 en 8.240 ±80 años BP (Beta Analytic, Florida, USA). Se pueden diferenciar dos unidades, denominadas A y B.

Dentro de la unidad A encontramos tres subunidades bien diferenciadas, en función de las asociaciones de foraminíferos. La subunidad AI registra la presencia de especies de foraminíferos salobres y de ambientes restringidos (*Criboelphidium excavatum* (Terquem), *Ammonia tepida* (Cushman) and *Haynesina germanica* (Ehrenberg)), especialmente en la base (sample 57), así como del ostracodo *Cyprideis torosa* (Jones). Los índices de diversidad en esta nivel indican una diversidad similar a la obtenida para ambientes restringidos (Tabla 1). Desde el punto de vista sedimentario se registran arenas finas como limo arcillas, ricas en materia orgánica.

Tabla 1. Datos de diversidad y especies más abundantes. Las especies consideradas como alóctonas están destacadas.

Samples	Subunit A I		Subunit A II	Subunit A III	Subunit B
	57-54	53-51	50-40	39-18	17-1
Medium Values	Lower level A I	Upper level A I			
Taxa_S	10,25	9,00	9,77	5,80	0,12
Individuals	315,25	320,00	315,54	315,35	1,12
Dominance_D	0,69	0,68	0,57	0,61	-
Shannon_H	0,73	0,75	0,94	0,76	-
Equitability_J	0,32	0,34	0,42	0,46	-
Fisher_alpha	2,04	1,72	1,94	1,02	-
Attestichthonous Test %					
Relative abundances %					
SPECIES					
SUBORDER MILIOLINA					
<i>Adelosina bicarinis</i>	0,00	1,18	0,76	0,02	-
<i>Adelosina laevigata</i>	0,07	0,53	0,26	0,03	-
<i>Miliolinella circularis</i>	0,00	0,08	0,25	1,00	-
<i>Miliolinella subrotunda</i>	0,07	0,62	2,12	2,54	-
<i>Pseudomiliolinella eburnea</i>	0,56	1,91	1,76	0,19	-
<i>Pseudotriloculina retunda</i>	0,72	0,32	1,27	0,04	-
<i>Quinqueloculina semimilita</i>	0,52	0,00	0,74	0,11	-
<i>Quinqueloculina vulgaris</i>	0,08	0,45	0,38	0,00	-
<i>Triloculina oblonga</i>	0,89	0,23	0,03	0,20	-
<i>Triloculina trigonula</i>	1,22	0,46	0,45	0,14	-
SUBORDER ROTALINA					
<i>Ammonia beccarii</i>	0,33	0,49	3,17	0,86	-
<i>Ammonia tepida</i>	82,73	82,74	70,99	74,97	-
<i>Criboelphidium excavatum</i>	2,92	1,82	3,41	4,48	-
<i>Discorbis agassizii</i>	0,00	0,00	0,00	0,28	-
<i>Haynesina germanica</i>	8,00	8,92	13,48	14,89	-

La subunidad AII se caracteriza por una asociación mezclada de foraminíferos estenotópicos (de origen marino) con foraminíferos euritópicos (de medio restringidos), lo cual se refleja en el aumento de la abundancia y la diversidad (Tabla 1). Desde el punto de vista de la tafonómico, la conservación es buena y similar a los caparazones de la subunidad AII, pero los organismos de origen marino tienen una peor conservación. En análisis sedimentario indica un dominio de limos y arcillas. Por último, la subunidad AIII tiene una asociación dominante típica de ambiente restringido y salobre (*A. tepida*, *H. germanica*, *C. excavatum*), acompañada por muchos fragmentos de conchas de bivalvos, gasterópodos y ostrácodos. Los valores de diversidad son más bajos. Son sedimentos limoarcillosos con arenas bioclásticas hacia techo. En definitiva, la Unidad A refleja una laguna salobre

comunicada con el mar que pierde la conexión con el mar abierto.

En la unidad B no hay prácticamente foraminíferos, y son de caparazón aglutinado, y se observan episodios de precipitación masiva de carbonatos (muestra 9 y 10). Toda la unidad es interpretada como un ambiente dulceacuícola y palustre.

En conclusión, se puede interpretar una primera fase (Unidad AI, AII) como una laguna salobre, comunicada con el mar y de energía moderada, donde se registra una asociación mezclada de foraminíferos de aguas salobres y marinas. Una fase posterior (Unidad AIII), el descenso en los foraminíferos, sobre todo de los procedentes del medio marino, indica el aislamiento de la laguna. Por último (Unidad B), se registra una fase palustre que culmina con un depósito dominado por la precipitación de carbonato y la implantación del medio aluvial actual, ligado al río Turia.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido llevado a cabo gracias al apoyo de Labex OT-Med (ANR-11-LABX-0061) y del proyecto A*MIDEX (n° ANR-11-IDEX-0001-02), financiado por el programa del gobierno Francés «Investissements d'Avenir», gestionado por French National Research Agency (ANR)".

REFERENCIAS

- Blázquez AM and Usera J (2010). Palaeoenvironments and Quaternary foraminifera in the coastal lagoon of Elx (Alicante, Spain). *Quaternary International* 221: 68–90.
- Carmona P and Ruiz JM (2011). Historical morphogenesis of the Turia River coastal flood plain in the Mediterranean littoral of Spain. *Catena* 86: 139–149.
- Ferrer C and Blázquez AM (2012). The evolution of the Albufereta lagoon (western Mediterranean): Climate Cycles and Sea Level Changes. *Journal of Coastal Research* 28 (6): 1617–1626.
- Marco-Barba J, Holmes J, Mezquita F *et al.* (2013). The influence of climate and sea-level change on the Holocene evolution of a Mediterranean coastal lagoon: Evidence from ostracod palaeoecology and geochemistry. *Geobios* 46 (5): 409–421. *ce* 67, 181-197.
- Murray, J.W., (2006). Ecology and Applications of Benthic Foraminifera. Cambridge University Press, Cambridge.

Opistobranquios de la franja intermareal y sublitoral superior del Área Natural Protegida, Complejo Los Cóbano (El Salvador)

Roxana M. López-Martínez¹, Ana M. Zetino¹ & Francisca Giménez-Casaldueo²

¹ Escuela de Biología. Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas. Universidad de El Salvador. Final 25 Avd. Norte. San Salvador. El Salvador.

² Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Universidad de Alicante. Ap. 99, E - 03080, Alicante, España.

RESUMEN

Se estudió la distribución y abundancia de la fauna opistobranchia en cuatro estaciones ubicadas en el Área Natural Protegida Complejo Los Cóbano (El Salvador); durante los meses de diciembre de 2014, a abril de 2015. Los muestreos se realizaron mediante transectos en la zona intermareal y cuadrados con censos visuales en apnea. Se contabilizaron un total de 2728 individuos pertenecientes a 9 especies, de los órdenes anaspidea, sacoglossa, nudibranchia, cephalaspidea. De las cuales, *Aplysia parvula* Mörch, 1863, es considerada primera cita para el litoral del El Salvador. La especie más abundante fue *Elysia diomedea*, con 1417 individuos; seguida de *Stilochelilus striatus* con 1171 individuos. La playa con mayor riqueza de especies fue El Faro y con menor Los Cóbano. La especie más abundante fue *Elysia diomedea* que apareció en la franja de los 200m, seguida de *Stilochelilus striatus* y *Dolabrifera dolabrifera* fue la más abundante en la franja más superficial. La playa que presentó un mayor valor de diversidad fue La Privada, siendo la menos diversa Decameron.

INTRODUCCIÓN

La investigación básica sobre la fauna de invertebrados marinos en áreas pocos estudiadas es sustancial para poder tener conocimiento de la biodiversidad y estado de conservación de dichas áreas y poder detectar posibles cambios en los estudios de seguimiento. El incremento del conocimiento sobre el funcionamiento del ecosistema marino es básico para la conservación efectiva de la biodiversidad [1]. En El Salvador existe un importante vacío de conocimiento sobre la distribución, abundancia, estrategias tróficas y ecología de los opistobranquios, que impide contribuir a la conservación de especies y la salud del ecosistema [2]. Se han descrito un total de 27 especies de opistobranquios 17 de las cuales han sido citadas en el Área Natural Protegida Complejo Los Cóbano (ANPCC) [3]

El objetivo de este trabajo fue estudiar la distribución y abundancia de opistobranquios de las pozas de marea zona intermareal e infralitoral superior en el Área Natural Protegida Complejo Los Cóbano, Sonsonate, El Salvador.

MATERIAL Y MÉTODOS

El ANPCC está ubicada a 11 kilómetros al oriente del municipio de Acajutla, en el Departamento de Sonsonate. Es una playa rocosa de origen volcánico con formaciones arrecifales de 0 m a 30 m de profundidad, su franja de intermareal e infralitoral superior es un ambiente rocoso heterogéneo con presencia de numerosas lagunas dominadas por algas y restos coralinos [4,5]. La campaña de muestreo se llevó a cabo en la época seca (diciembre-2014 a abril-2015); durante el mayor periodo de marea en cuatro playas del ANPCC (Los Cóbano Centro, El Faro,

La Privada y Decameron). Se muestrearon 3 estaciones por playa, mediante transectos de 300 metros perpendicular a la costa, y en cada transecto se inspeccionaron 2 cuadrados de 10mx10m a tres distancias de costa: 1) entre los 60 y 100 metros; 2) hasta 200 m y; 3) a 300 metros. Se analizó abundancia, diversidad y similitud de los poblamientos de opistobranquios encontrados en cada localidad y a cada distancia. La identificación de las especies se realizó *in situ*, y aquellas especies en las que surgían dudas fueron trasladadas al laboratorio para su identificación mediante bibliografía especializada [6,7].

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el litoral del El Salvador han sido descritas un total de 27 especies de opistobranquios, de las cuales 16, se localizaron en el área de Los Cóbano [2,8]. En el presente estudio se han encontrado un total de 9 especies de opistobranquios, pertenecientes a los órdenes anaspidea, sacoglossa, nudibranchia, cephalaspidea. De las cuales, *Aplysia parvula* Mörch, 1863, es considerada primera cita para el litoral del El Salvador y es encontrada en dos localidades (El Faro y Los Cóbano) principalmente en el mes de febrero y en la franja más superficial. Esta especie había sido citada con anterioridad en Baja California, en un estudio de la zona submareal e intermareal en el año 2000 [9]. La especie más abundante fue *Elysia diomedea*, (Bergh, 1894) con 1417 individuos, especie presente durante todo el periodo de estudio con un pico máximo el mes de abril, seguida de *Stilochelilus striatus* (Quoy & Gaimard, 1832), especie considerada circuntropical [10] con 1171 individuos, de las cuales el 54 % de los individuos se encontraron en la localidad de El Faro. Por el contrario, las especies menos abundantes fueron

Doriprismatica sedna (Ev. Marcus & Er. Marcus, 1967), con un solo individuo encontrado en Los Cóbano, en el mes de febrero. Previamente, había sido descrita en el Golfo de México [11] y debe ser considerada como una especie rara en la zona de estudio. Seguida de *Felimare agassizii* (Bergh, 1894), encontrados cuatro individuos en los meses de abril y enero en la localidad de Decameron en la franja de los 200 m de distancia a la costa (Tabla 1). *Dolabrifera dolabrifera* (Rang, 1828) está asociada zonas muy superficiales del intermareal, con un rango de distribución más estrecho que el resto de las especies. Esta adaptada a soportar temperaturas más elevadas que el resto.

Tabla 1. Abundancia de opistobranquios durante los meses de estudio en ANPCC.

Especie	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Número Total de Individuos
<i>Aplysia parvula</i>	0	13	0	1	0	14
<i>Dolabrifera dolabrifera</i>	13	30	0	19	7	69
<i>Elysia diomedea</i>	123	180	151	365	598	1417
<i>Felimare agassizii</i>	0	2	0	0	2	4
<i>Felimida doli</i>	2	8	2	2	1	15
<i>Felimida sphoni</i> (Chromodoris)	0	4	3	1	1	9
<i>Glossodoris sedna</i>	0	0	1	0	0	1
<i>Navanax aenigmaticus</i>	0	0	2	3	23	28
<i>Stilochelilus striatus</i>	413	117	80	219	342	1171
Total mensual	551	354	239	610	974	2728

Algunos autores sugieren que encontrar altas abundancias de anaspideos indica que existen grandes abundancias de cephalspideos dentro de los sitios, ya que los cephalspideos se alimentan de anaspideos y otros opistobranquios [12], esto no coincide con los resultados obtenidos en cuanto a abundancias de cephalspideos, ya que el único cephalspideo encontrado fue *Navanax aenigmaticus* (Bergh, 1893), los más abundantes en este caso fueron los anaspideos *Dolabrifera dolabrifera* (Rang, 1828), *S. striatus* y *A. parvula*.

Al analizar la similitud de las localidades en función al número de individuos de cada especie, se observa que tienen una similitud de 67% entre sí (Fig 1).

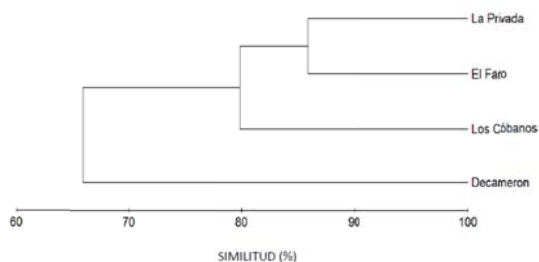


Fig. 1. Similitud entre las localidades estudiadas. Dendrograma de abundancia de especies de opistobranquios.

Las localidades de Los Cóbano, El Faro y La Privada muestran una similitud del 80%, caracterizadas por la diversidad y patrones de distribución de especies muy similares.

En el caso de Decameron presenta la menor similitud debido a varios factores, por un lado es la localidad donde

se encontró mayor presencia de nudibranchios: *Felimida sphoni*, *Felimare agassizii* a una distancia de 100m y 200m, este último solo presente en Decameron. Lo que contrasta con que las abundancias de las especies fueron las más bajas respecto a los demás localidades de muestreo.

AGRADECIMIENTOS

Por el valioso apoyo en jornadas de campo a Wilfredo López y Raúl López, sin quienes nada habría sido posible. El esfuerzo y valioso acompañamiento de guardarriscos: Wilfredo Castro, Karen Cáceres, Ana Velásquez y William Morán. FUNDARRECIFE y MARN.

REFERENCIAS

- 1 - Hendriks IE, Duarte CM, Heip CHR. 2006. Biodiversity research still grounded. *Science* 312 (5781): 1715.
- 2 - Barraza, J. E. 2009. Opistobranquios de El Salvador. Gerencia de Vida Silvestre. MARN. El Salvador. 9 p.
- 3 - Barraza, J. E. 2014. Invertebrados marinos de El Salvador. Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. El Salvador. 96 p.
- 4.- Orellana, A. J. J. 1985. Peces Marinos de Los Cóbano, El Salvador. Fundación SIGMA. El Salvador. 126 p.
- 5.- Reyes-Bonilla, H. y J. E. Barraza. 2003. Corals and marine Associations from El Salvador. En Ed. Cortés. J. Coral reefs Of Latin America. Elsevier Science, Amsterdam 351-360.
- 6.- Behrens, D. W. 2004. Pacific Coast Nudibranchs, Supplement II New species to the Pacific Coast and new information on the oldies. *Proceedings of the California Academy of Sciences (PCAS)*. 55 (2): 11-54.
- 7.- Camacho-García, Y., T. M. Gosliner y A. Valdéz. 2005. Guía de Campo de las Babosas Marinas del Pacífico Este Tropical. California Academy of Sciences. Allen Press Inc. Lawrence, Kansas. 66044. 133p.
- 8.- MARN. 2009. Inventario de Moluscos (MOLLUSCA) de El Salvador. Gerencia de Vida Silvestre, Dirección General de Patrimonio Natural, Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales
- 9.- Sánchez Ortiz, C. A. 2000. Biodiversidad de moluscos opistobranquios (Mollusca: Opisthobranchiata), del Pacífico mexicano: Isla Cedros Vizcaíno e islas del Golfo de California parte Sur. Universidad Autónoma de Baja California Sur. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. L136. México, D.F. 65 p
- 10.- Quoy, J.R. & Gaimard, J.P. (1832). Voyage de decouvertes de L'Astrolabe pendant les années 1826-1827-1828-1829, sous le commandement de M.J. Dumont D'Urville, *Zoologie*, 2: 1-686.
- 11.- Felder, D. L.; Camp, D. K. (eds.). (2009). Gulf of Mexico—Origins, Waters, and Biota. Biodiversity. *Texas A&M Press, College Station, Texas*.
- 12.- Hermsillo-González, A. 2006. Ecología de los opistobranquios (Mollusca) de Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. Universidad de Guadalajara. Mexico. 163 p.

Ensayos dinámicos de adsorción - desorción de parabenos: efecto de la salinidad del agua y de la presencia de arcillas en materiales acuíferos

Carmen M^a López Ortiz, Rodrigo Hidalgo García, Ana Cristina Martínez Cantos,
Nuria Boluda Botella & Daniel Prats Rico

Instituto Universitario del Agua y de las Ciencias Ambientales. Universidad de Alicante, 03690 San Vicente del Raspeig, Alicante, España. E-mail: clo@ua.es; nuria.boluda@ua.es.

RESUMEN

Los ensayos en columnas de laboratorio permiten conocer los procesos de transporte reactivo en episodios de contaminación de acuíferos. Se ha estudiado la migración de compuestos de la familia de los parabenos (incluyendo el ácido p-hidroxibenzoico, intermedio de degradación), en columnas rellenas con medios arenosos en presencia de arcillas y sometidas a flujos con aguas de distinta salinidad. Los resultados se han comparado con ensayos previos en arena, donde la adsorción y desorción fue simultánea para todos los contaminantes emergentes. Las arcillas presentes en el medio acuífero provocan diferencias en la migración de parabenos, incrementándose el tiempo de adsorción/desorción conforme crece la longitud de la cadena alquílica, y especialmente para el butilparabeno. La mayor salinidad del agua marina incrementa ligeramente los tiempos de elución con respecto al agua dulce, provocando mayor tiempo de desorción para concentraciones traza.

INTRODUCCIÓN

Los parabenos son ésteres del ácido p-hidroxibenzoico, cuya ramificación da nombre a los distintos miembros de la familia: metil, etil, propil y butilparabeno. Se utilizan extensamente como bactericidas y conservantes antimicrobianos en productos de cuidado personal, en fármacos, en alimentos y bebidas. Dados los múltiples usos, los parabenos pueden ser fácilmente liberados al medio ambiente a través de las aguas residuales, tanto industriales como domésticas, que pueden ser utilizadas como aguas de regadío y, por tanto, acumularse en acuíferos, suelos, sedimentos y lodos. También son compuestos que podemos encontrar en prácticamente todas las cremas hidratantes, nutritivas y solares, siendo otra posible vía de contaminación en el medio ambiente por liberalización directa al bañarse, lavar o nadar en aguas de río, lago o mar [1].

El interés en estos compuestos es reciente, debido a su toxicidad, y, como demuestran distintos estudios, pueden comportarse como disruptores endocrinos [2] y tienen influencia sobre la infertilidad masculina [3], el cáncer de mama [4] o la dermatitis [5], entre otros.

No existe legislación respecto a las concentraciones máximas permitidas en los distintos compartimentos medioambientales. Son compuestos cuyos efectos tóxicos en el medio ambiente se está empezando a investigar.

Estudios previos realizados en columnas de laboratorio con medios acuíferos arenosos [6] indicaron que mayoritariamente la adsorción y desorción se llevaron a cabo de manera rápida y simultánea para todos los parabenos, sin diferencias entre el agua de abastecimiento y el agua de mar. Hay que destacar que la desorción de cantidades trazas se alargó mucho en el tiempo en ambos casos, siendo más lenta en el caso del agua marina. Para un

supuesto escenario de un acuífero contaminado con parabenos, el flujo de agua marina libre de contaminantes produciría una más lenta restauración del acuífero que si se utilizara agua dulce. En este trabajo se pretende conocer la influencia de materiales arcillosos, presentes habitualmente en acuíferos, en la adsorción/desorción de parabenos, en condiciones similares al anterior estudio [6].

MATERIAL Y MÉTODOS

Los experimentos se llevaron a cabo con arena de mar comercializada (Merck), con tamaño de partícula de 0.100-0.315 mm y densidad 2.65 g/cm³ y con un sedimento franco-arcilloso (38.4% de arcilla, 38.0% de limo y 23.6% de arena). Las aguas utilizadas en los experimentos proceden del Canal del Taibilla, tomada directamente de la red de abastecimiento, y agua de mar muestreada de la Cala Cantalars (Alicante). Ambas aguas se esterilizaron para minimizar los procesos de biodegradación (Sterivac GP-10, Millipore), y estudiar específicamente los procesos mayoritarios de adsorción-desorción en un sistema dinámico. Los parabenos estudiados fueron: ácido 4-hidroxibenzoico (H), metilparabeno (M), etilparabeno (E), propilparabeno (P) y butilparabeno (B) (Sigma Aldrich). Los experimentos en columna se llevaron a cabo utilizando una columna de vidrio de 21.7 cm de longitud y 1 cm de diámetro interno (Omnifit), rellena con la mezcla arena / sedimento (75/25) y conectada a una bomba de HPLC (Shimadzu LC-9A). El flujo de entrada del agua fue de 0.5 mL/min. A la salida de la columna se tomaron continuamente muestras en un colector de fracciones (Frac-100 Pharmacia Biotech), lo que permitió controlar el caudal. El procedimiento experimental se describe en [7]. Las concentraciones de parabenos en agua dulce (FW) y de mar (SW) en los ensayos de adsorción se mantuvieron constantes (2 ppm aproximadamente).

Para los experimentos de desorción, se utilizó agua dulce y marina, libres de parabenos. Las concentraciones de parabenos en las muestras se analizaron por HPLC-UV.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se han realizado 4 experimentos en columna, 2 con entrada de parabenos, en agua dulce y de mar (adsorción) y 2 con las mismas aguas libres de parabenos (desorción). En general, las concentraciones obtenidas para un determinado compuesto son similares en los ensayos de agua dulce y agua de mar, tanto para adsorción como para desorción (Fig. 1 y 2). En el caso concreto de la desorción de H (Fig. 2-A), las diferencias registradas fueron debidas a una posible degradación bacteriana en el ensayo con agua dulce (Fig. 1-A), quizá también las observadas para M (Fig. 2-B),

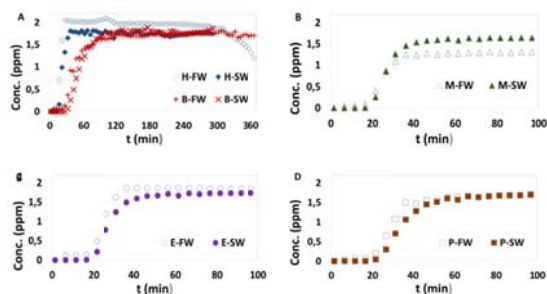


Fig. 1. Evolución de la adsorción de los parabenos considerados con agua dulce (FW) y agua de mar (SW).

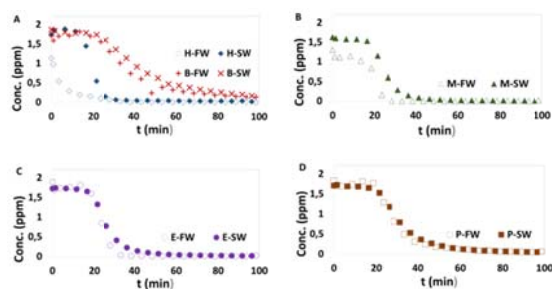


Fig. 2. Evolución de la desorción de los parabenos considerados con agua dulce (FW) y agua de mar (SW).

Como ya se indicó, en ensayos previos con arena no se registraron diferencias en los tiempos de la adsorción ni de desorción de los distintos compuestos, tampoco al utilizar aguas de distinta salinidad [6], sin embargo la presencia de arcillas provoca cambios (Tabla 1). Los tiempos indicados son obtenidos para las concentraciones medias (inicio y final del experimento), que muestran incrementos conforme crece la longitud de la cadena alquímica del parabeno, para ambas aguas. El tiempo de residencia del trazador (15 min) fue similar al de H para agua dulce, y este último fue tomado como referencia para conocer la relación con el resto:

FW: 1,4 para M y E, 1,6 para P y 2,2 para B.

SW: 1,6 para M y E, 1,9 para P y 2,8 para B.

Los incrementos de tiempo calculados (Δt Ads) también indicaron mayores diferencias para el B (Tabla 1).

Tabla 1. Tiempos de adsorción y desorción para agua dulce (FW), agua de mar (SW) y diferencias de tiempos, (min).

	t Ads (FW)	t Ads (SW)	t Des (FW)	t Des (SW)	Δt Ads	Δt Des
H	17,8	21,9	4,9*	20,2	4,1	15,3*
M	24,4	26,8	18,7*	24,3	2,4	5,6*
E	24,9	27,6	23,3	26,1	2,7	2,8
P	29,0	33,6	28,4	31,1	4,6	2,7
B	39,3	50,0	36,0	42,4	10,7	6,4

Las curvas de desorción muestran un comportamiento análogo al descrito para la adsorción (*excepto para H y M). Ahora las curvas son asimétricas y la elución de las últimas fracciones en concentraciones traza requiere mucho más tiempo en agua de mar (200 h) que en agua dulce (38 h) para el B, que es el contaminante que más se retiene. También en el límite de cuantificación HPLC (0,1 ppm) se observan diferencias, muy superiores para el B:

FW: M (24 min), E (34 min), P (1 h) y B (2 h).

SW: M (37 min), E (47 min), P (1 h) y B (2,5 h).

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al Ministerio de Educación, Cultura y Deporte (proyecto CTM 2013-466669-R).

REFERENCIAS

- 1 – Nuñez, L., 2010. Nuevas metodologías para la determinación de nonifenol, sus derivados etoxilados y parabenos en muestras medioambientales. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid, 209 pp.
- 2 – Tavares, R.S.; Martins, F.C.; Oliveira, P.J.; Ramalho-Santos, J.; Peixoto, F.P. 2009; Parabens in male infertility. Is there a mitochondrial connection?. *Reproductive Toxicology*, 27, 1-7.
- 3 – Oishi, S. 2002. Effects of propylparaben on the male reproductive system. *Food and Chemical Toxicology*, 40, 1807-1813.
- 4 – Darbre, P.D.; Aljarrah, A.; Miller, W.R.; Coldham, N.G.; Sauer, M.J.; Pope, G.S. 2004. Concentrations of Parabens in human breast tumours. *Journal of Applied Toxicology*, 24, 5.
- 5 – Cashman, A.L. and Warshaw, E.M. 2005. Parabens: A Review of Epidemiology, Structure, Allergenicity, and Hormonal Properties. *Dermatitis*, 16(2) 57-66.
- 6 – López-Ortiz, C.M., Boluda-Botella, N., Bernal-Romero del Hombre Bueno, M.A., Sentana-Gadea, I., Moya Llamas, M.J., Vázquez-Rodríguez, E.D., Varó-Galvañ, P., Trapote-Jaume, A., Cases-López, V., Prats-Rico, D. 2016. Column experiments to the study of transport and reaction processes of parabens and 4-hydroxybenzoic acid. The 13th IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater technologies.
- 7 – Boluda-Botella, N., León, V.M., Cases, V., Gomis, V. and Prats, D. 2010. Fate of linear alkylbenzene sulfonate in agricultural soil columns during inflow of surfactant pulses. *Journal of Hydrology*, 395, 141-152.

Aplicación de análisis quimiométricos para la clasificación de facies sedimentarias en ambientes marinos profundos.

Ángel Enrique López Pérez¹, Belén Rubio Armesto¹ & Daniel Rey Garcia¹

¹Grupo GEOMA. Dpto. de Geociencias Mariñas e Ordenación do Territorio. Facultade de Ciencias do Mar. Universidade de Vigo, 36310, Vigo, España. aelopez@uvigo.es

RESUMEN

En el presente trabajo se han aplicado diversos análisis estadísticos multivariantes a un conjunto de datos, sedimentológicos, geoquímicos y de susceptibilidad magnética de un testigo extraído de la Zona de Transición del Margen Continental de Galicia con el objetivo de demostrar la validez y utilidad de este tipo de herramientas estadísticas en el campo de la caracterización e interpretación de facies sedimentarias. La combinación de perfiles geoquímicos de Fe, Mn, Ti, Ba y Ca y de susceptibilidad magnética (SM) obtenidos con un ItraxTM Core Scanner de la Universidad de Vigo, junto con los análisis de tamaño de grano, de color RGB y del perfil radiográfico de grises, han permitido caracterizar y clasificar los sedimentos marinos del testigo PC13-3. El Análisis Cluster (AC) en un primer nivel de jerarquía (CLA y CLB) diferencia dos grupos de facies principales: hemipelágicas y pelágicas. A un segundo nivel se pueden distinguir 6 subfacies que permitieron refinar tanto la clasificación como los límites entre subfacies a lo largo de todo el testigo. El análisis discriminante (AD) confirmó la validez de los agrupamientos. Además, el Análisis de Componentes Principales (ACP) permitió identificar las principales fuentes de sedimentos definidas por 4 componentes: litogénica gruesa, litogénica fina, biogénica y diagenética.

INTRODUCCIÓN

Este trabajo se basa en la utilización de análisis estadísticos multivariantes (AC, AD y ACP) con el objetivo de identificar, caracterizar y clasificar las facies sedimentarias del testigo PC13-3. En la literatura científica es común encontrar el uso de estos métodos en numerosos campos, pero es difícil encontrar trabajos relacionados con la clasificación de facies en ambientes marinos profundos utilizando variables sedimentológicas, geoquímicas y magnéticas en una misma matriz. Además no existe un protocolo estándar de aplicación de métodos estadísticos multivariantes por lo que hay una gran cantidad de procedimientos diferentes en la literatura científica para este tipo de análisis, pudiendo diferir los resultados en función del procedimiento utilizado [1].

MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio se localiza en la Zona de Transición (ZT) del Margen Continental de Galicia, el cual se extiende desde cabo Fisterra (43° N) en su límite norte hasta los 40°N en su límite sur. Esta región se divide en cuatro provincias morfoestructurales, que desde la plataforma continental hasta la llanura abisal son: la Cuenca Interior de Galicia, la Zona de Transición, el Banco Galicia y el Margen Profundo de Galicia.

La ZT presenta una anchura entre 60 y 100 km con pendientes entre 0.5° y 3° y profundidades que varían entre los 1600 y los 2500 metros. En esta zona se identifican tres estructuras gigantes de tipo pockmark, una de ellas conocidas como Gran Burato, que han sido

relacionadas con escapes de fluidos a gran escala [2], así como un total de cuatro facies que corresponden con secuencias de sedimentación pelágica y hemipelágica dentro de las cuales aparecen finas capas de Heinrich [3]. Las facies hemipelágicas y pelágicas son facies arenosas (*Car-lok sand*) y facies limo-arcillosa (*Car-lok silty-clay*) caracterizadas por un alto contenido en Ca y bajos valores de SM. Intercaladas entre ambas aparecen capas de Heinrich que definen dos facies arenosas denominadas *FeTi-r* y *Fe-h*, caracterizadas por altos valores en Fe, Ti y SM.

Este trabajo se basa en el estudio del testigo de pistón PC13-3 de 4.28 m de longitud ubicado a 1688 m de profundidad en la ZT del Margen Continental de Galicia. Este testigo fue extraído a 7.5 km al NW de la estructura Gran Burato (latitud 42° 43' 04.01"N, longitud 11°09'19.43"O) durante la campaña oceanográfica "Burato 4240" a bordo del R/V Sarmiento de Gamboa en septiembre del 2010.

Las imágenes ópticas y radiográficas, así como los datos geoquímicos y la susceptibilidad magnética, fueron obtenidos a través del ItraxTM Core Scanner de la universidad de Vigo. Los datos de color (RGB) y radiográficos (niveles de gris, parámetro relacionado con la densidad) se obtuvieron a partir de las imágenes ópticas y radiográficas respectivamente, utilizando el software Redicore.

La distribución granulométrica se caracterizó mediante muestras discretas cada 4 cm usando un analizador de difracción laser Coulter LS230 (Beckman) de la Universidad de Barcelona. La petrología del testigo fue observada a través del Microscopio Electrónico de Barrido JEOL JSM-6700f de la universidad de Vigo en modo de retrodispersados.

Los análisis estadísticos se realizaron usando el paquete estadístico SPSS V.23. Las variables se normalizaron y estandarizaron usando transformaciones logarítmicas para mejorar los resultados y minimizar el peso de unas variables frente a otras [1].

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El AC (modo Q) se realizó utilizando el método de las medias aritméticas no ponderadas, empleando la distancia euclídea como coeficiente de similitud. En un primer nivel de jerarquía (CLA y CLB) se diferencian dos grupos de facies principales: hemipelágicas y pelágicas. A un segundo nivel se pueden distinguir 6 subfacies, nombradas de S1 a S6, que permitieron refinar tanto la clasificación como los límites entre subfacies a lo largo de todo el testigo (Fig. 1). CLA incluye los subclústeres, CL1 y CL2. En CL1 se diferencian dos subfacies en función del contenido en arena: S1 con un porcentaje entre el 40% y el 80% y S2 con más del 80%. Ambas subfacies corresponden con la facies arenosa *Car-lok* [3]. CL2 incluye dos subfacies (S3 y S4) con altos valores en Fe, Ti y SM que representan las facies arenosas *FeTi-r* y *Fe-h* respectivamente, relacionadas con depósitos originados durante los Eventos de Heinrich. CLB se divide en dos subfacies en función de su contenido en arena: S5 con un porcentaje entre 5 % y 35 % y S6 con un contenido menor del 5 %, definidas por la facies limo-arcillosa *Car-lok* [3].

El resultado del AD demostró que, en conjunto, más de un 96% de las muestras agrupadas mediante el AC se clasificaron adecuadamente. El bajo valor del estadístico lambda de Wilks (0.004), junto con el elevado valor de chi cuadrado (556.26) permitieron validar los agrupamientos de facies realizados ($p < 0.0001$).

El ACP se realizó con el fin de identificar las principales fuentes de sedimentos. De esta forma un total de cuatro componentes se identificaron con el ACP, las cuales explican un total del 86.56 % de la varianza acumulada de los datos utilizados. Las cuatro componentes se interpretan como componente litogénica gruesa (CP1) componente litogénica fina (CP2), componente biogénica (CP3) y componente diagenética (CP4). A su vez estos resultados están en concordancia con las observaciones realizadas en el microscopio electrónico de barrido y con los valores de los coeficientes de correlación de Pearson obtenidos.

Los métodos estadísticos multivariantes permitieron mejorar la clasificación y los límites entre las facies. El AC mostró dos facies principales (CLA y CLB) y seis subfacies que corresponden con las facies hemipelágicas y pelágicas de la clasificación previa. El AD permitió validar estadísticamente los agrupamientos obtenidos. El ACP permitió diferenciar cuatro fuentes de sedimentos

principales: litogénica gruesa (CP1), litogénica fina (CP2), biogénica (CP3) y diagenética (CP4).

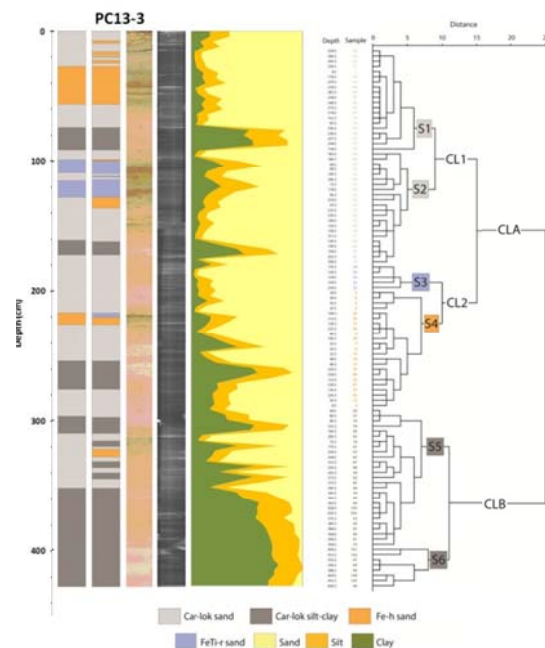


Fig. 1. Comparación de la clasificación de facies “de visu” y obtenida con el AC, junto con las imágenes óptica y radiográfica, seguido de la distribución del tamaño de grano y el dendrograma resultante del AC. Nótese el mayor nivel de definición alcanzado.

AGRADECIMIENTOS

Financiado por proyectos XUGA Gran Burato, 2010,2011 y MINECO CGL2008-034774-E.

REFERENCIAS

- 1 - Rubio B, Nombela MA, Vilas F, 2001. A critical evaluation of the use of cluster analysis to identify contaminated sediments in the Ría de Vigo (NW Spain). *Ciencias Marinas* 27 (2): 175-203.
- 2 - Rey D, Vilas F, and collaborators, 2011. Informe técnico restringido final de la campaña oceanográfica Gran Burato 2011. Xunta de Galicia.
- 3 -López AE, Rubio B, Rey D, Mohamed KJ, Álvarez-Iglesias P, Plaza-Morlote M, Bernabeu A, Martins V, 2015. Sediment characterization in the vicinity of the Giant Pock Mark structure known as the “Gran Burato” (Transitional Zone, Galicia continental margin). Volumen de Ponencias presentadas en el VIII Simposio sobre el Margen Ibérico Atlántico: 193 – 196.

Composición de la comunidad de picoplancton en el NO de la Península Ibérica y Golfo de Vizcaya

Rodrigo López Soriano, Beatriz Mouriño-Carballido, José Luis Otero-Ferrer
& Emilio Fernández

Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Vigo, 36310 Vigo (Pontevedra)

RESUMEN

El picoplancton representa el grupo de organismos más abundante en el océano, a menudo domina la biomasa planctónica y la producción primaria en regiones oligotróficas, y a pesar de su pequeño tamaño ($< 2 \mu\text{m}$) puede contribuir de forma significativa a la exportación de carbono hacia el océano profundo. En primavera del 2015 se realizaron 105 estaciones en las aguas costeras del Noroeste de la Península Ibérica y el Golfo de Vizcaya, durante la campaña PELACUS0315 realizada a bordo del BO *Miguel Oliver*. En estas estaciones se realizaron perfiles de CTD, y en profundidades discretas se obtuvieron muestras para la determinación de la clorofila fraccionada y la composición de la comunidad de picoplancton. Los datos obtenidos mostraron que los picoeucariotas de pequeño tamaño fueron el grupo más abundante con valores de $(15.7 \times 10^4 \text{ cel ml}^{-1})$ en la parte este del Golfo de Vizcaya. Las abundancias más elevadas de *Synechococcus* ($1.9 \times 10^4 \text{ cel ml}^{-1}$) se detectaron en las estaciones más alejadas de la costa en los transectos realizados en la parte este del Golfo de Vizcaya, asociados en general con valores mínimos de salinidad. Por último, los picoeucariotas de mayor tamaño mostraron abundancias más elevadas ($4.8 \times 10^3 \text{ cel ml}^{-1}$) en las regiones en las que se observaron los máximos de fluorescencia, en la costa Atlántica en la región del Cabo Finisterre y en el Golfo de Vizcaya entre Cabo Peñas y Cabo Machichaco.

INTRODUCCIÓN

El picoplancton incluye a los organismos unicelulares del plancton marino de un tamaño menor a $2 \mu\text{m}$ [1]. Habita en cualquier tipo de ambiente acuático, desde lagos hasta las profundidades del océano, independientemente de la temperatura y salinidad del medio [2]. En aguas tropicales y subtropicales representa en torno al 80% de la concentración total de clorofila *a* y el 70% de la producción primaria [3]. Además trabajos recientes indican que esta fracción del fitoplancton puede tener una contribución significativa a la exportación de carbono hacia el océano profundo [4]. Las condiciones oceanográficas del norte de la Península Ibérica en la época de invierno-primavera se caracterizan por la intrusión de agua con diferentes características físico-químicas, que influyen en las propiedades ecológicas del fitoplancton [5]. Sin embargo, se conoce en menor medida la influencia de las propiedades hidrográficas en la actividad y composición de la comunidad de picoplancton en esta región. A partir de datos obtenidos en el NO de la Península Ibérica y el Golfo de Vizcaya, este trabajo estudia la relación entre los procesos oceanográficos y la distribución espacial de la composición del picoplancton en la época de primavera.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las muestras se tomaron en 105 estaciones localizadas en transectos perpendiculares a la costa Noroeste de la Península Ibérica y Golfo de Vizcaya ($41^\circ 58' \text{ N } 9^\circ 2' \text{ O}$ - $43^\circ 52' \text{ N } 3^\circ 52' \text{ O}$), desde el 16 de Marzo hasta el 15 de Abril del 2015, a bordo del BO *Miguel Oliver* durante la campaña PELACUS 0315.

Los datos de temperatura, salinidad y fluorescencia se obtuvieron mediante un CTD *SeaBird25*, acoplado a una roseta de muestreo equipada con botellas Niskin. En 5 profundidades de la columna de agua se tomaron muestras para la determinación de la clorofila-*a* fraccionada por tamaños y la composición y características celulares de la comunidad de picoplancton. La concentración de clorofila *ase* determinó en tres fracciones de tamaño (20, 2 y $0.2 \mu\text{m}$) mediante un fluorímetro *Turner TD-700*. La composición y características celulares del picoplancton se determinaron con un citómetro de flujo *FACSCalibur* (Becton-Dickinson), obteniendo datos de biovolúmenes y abundancia de los componentes autótrofos y heterótrofos del picoplancton [6]; [7]. El procesado y la representación gráfica de los datos se realizó mediante el programa *Matlab2012b*.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los datos hidrográficos obtenidos durante la campaña PELACUS (Figura 1), mostraron que la parte este del Golfo de Vizcaya se caracterizó por valores de temperatura superficial más elevados ($>13^\circ\text{C}$), mientras que los valores más bajos ($<12^\circ\text{C}$) se obtuvieron en la costa Atlántica. Los valores de salinidad fueron en general > 35 ups, a excepción de la parte este del Golfo de Vizcaya, cerca de las Landas (Francia), donde se registraron los valores mínimos (~ 33.8). Los valores más elevados de fluorescencia se midieron en varias estaciones realizadas en la zona de las Rías Baixas y en el transecto realizado en la costa de Santander.

Las abundancias superficiales de los grupos de picofitoplancton estudiados (Figura 2), mostraron que las abundancias más elevadas correspondieron a los picoeucariotas de pequeño tamaño que registraron valores de $(15.7 \times 10^4 \text{ cel ml}^{-1})$ en la parte este del Golfo de Vizcaya. Las abundancias más elevadas de *Synechococcus* ($1.9 \times 10^4 \text{ cel ml}^{-1}$) se detectaron en las estaciones más alejadas de la costa en los transectos realizados en la parte este del Golfo de Vizcaya, asociados en general con valores mínimos de salinidad. Por último, los picoeucariotas de mayor tamaño, al igual que los picoeucariotas pequeños, mostraron abundancias más elevadas ($4.8 \times 10^3 \text{ cel ml}^{-1}$) en las regiones en las que se observaron los máximos de fluorescencia, en la costa Atlántica en la región del Cabo Finisterre y en el Golfo de Vizcaya entre Cabo Peñas y Cabo Machichaco.

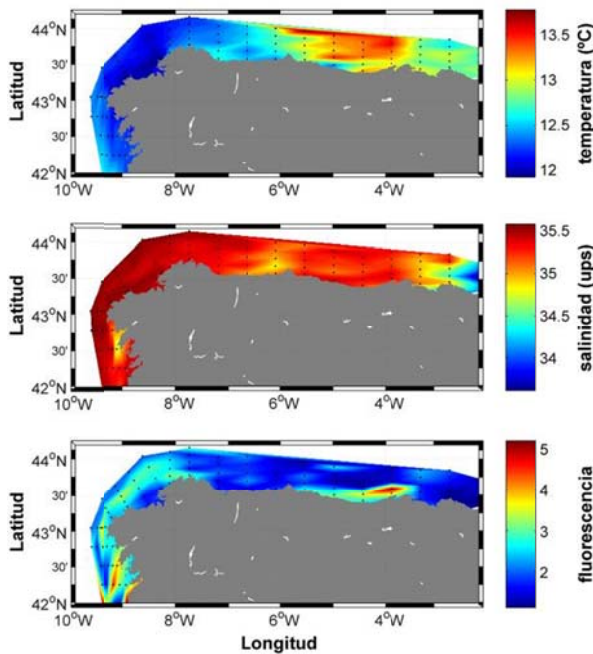


Fig. 1. Distribución superficial (5 m) de temperatura, salinidad, y fluorescencia.

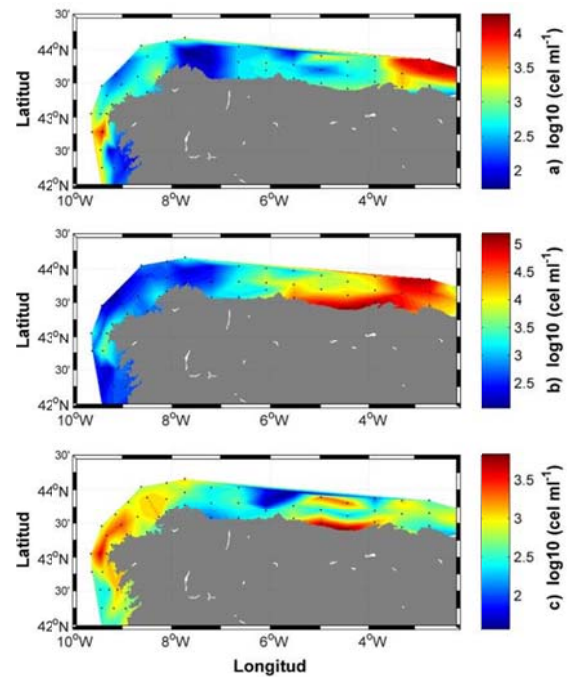


Fig. 2. Abundancia superficial (5 m) de a) *Synechococcus*, b) picoeucariotas pequeños y c) picoeucariotas grandes.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no habría sido posible sin la colaboración de la tripulación del R/V *Miguel Oliver*, y los jefes de campaña I. Riveiro y P. Carrera. A. Lama, E. Rey, M. Sánchez y C. Rodríguez contribuyeron en la recolección de muestras, y B. Fernández y P. Chouciño en el tratamiento de datos. Los análisis de citometría se realizaron en el IIM-CSIC Vigo.

REFERENCIAS

- [1] - Kjørboe, T. 1993. Turbulence, phytoplankton cell size, and the structure of pelagic food webs. *Adv. Mar. Biol.*, 29, 1-72.
- [2] - Fogg GE, 1991. The phytoplanktonic ways of life. *New Phytol* 118: 191-232.
- [3] - Marañón E, Holligan PM, Barciela RM, Gonzalez N, Mouriño B, Pazo MJ, Varela M, 2001. Patterns of phytoplankton size structure and productivity in contrasting open-ocean environments. *Mar Ecol Prog Ser* 216: 43-56.
- [4] - Guidi, L., et al. 2016. Plankton networks driving carbon export in the oligotrophic ocean. *Nature in review*.
- [5] - Fernández, E., Bode, A., Botas, A. and Anadón, R. 1991. Microplankton assemblages associated with saline fronts during a spring bloom in the Central Cantabrian Sea: differences in trophic structure between water bodies. *J. Plankton Res.*, 13, 1239-1256.
- [6] - Gasol, J. M. and del Giorgio, P. A. 2000. Using flow cytometry for counting natural planktonic bacteria and understanding the structure of planktonic bacterial communities. *Sci. Mar.*, 64, 197
- [7] - Calvo-Díaz, A., Morán, X.A.G., 2006. Seasonal dynamics of picoplankton in shelf waters of the southern Bay of Biscay. *Aquat. Microb. Ecol.* 42, 159-174.

Seguimiento ambiental de la rehabilitación de la Laguna Verde del Golfo (Charca de Los Clicos), Yaiza, Lanzarote.

Angel Luque Escalona^{1a}, Raul Triay Portella¹ Jose Antonio Martin Garcia¹, Alicia Ojeda Rodríguez², Emilio Soler Onís², Noelia Robles Antón² & Antera Martel Quintana²

1 Instituto Universitario de Estudios Ambientales y Recursos Naturales (i-UNAT), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017, Las Palmas, España

2 Banco Español de Algas, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, muelle de Taliarte, 35214, Telde, Gran Canaria - España

RESUMEN

La Laguna Verde del Golfo (Charca de Los Clicos) está situada en el Oeste de la isla de Lanzarote, dentro de los límites del Parque Nacional de Timanfaya, Es una charca hipersalina que ocupa la trasplaya del Golfo. Debido a las extracciones de arena en la playa durante la década de los sesenta la playa perdió el apoyo Sur, retrocediendo la línea de costa y disminuyendo la distancia entre la charca y la playa con lo que en situaciones meteorológicas adversas las olas entraban en la charca aportando de arena disminuyendo considerablemente su tamaño. Una vez restaurada la playa se ha procedido a la rehabilitación de la charca. Las obras han durado Noviembre de 2015 hasta Abril de 2016 duplicándose el tamaño y el volumen de la charca. La charca tiene color verde debido a la presencia de fitoplancton en concentraciones elevadas y el objetivo principal del seguimiento ambiental ha sido el que el sistema mantenga sus propiedades biológicas. Con periodicidad semanal se ha monitorizado la temperatura, salinidad, conductividad, pH, oxígeno disuelto, turbidez y penetración de luz y además mensualmente se han determinado pigmentos, fitoplancton (identificación y cuantificación) y perfiles en profundidad de penetración de radiación, temperatura y salinidad). En Marzo de 2015 se realizaron todas estas medidas para determinar el estado inicial y la conclusión general es que el sistema presenta una gran estabilidad, con variaciones de todas ellas inferiores al 10 % recuperándose la concentración de clorofila y fitoplancton en un periodo de 15 días después de su ampliación.

INTRODUCCIÓN

La Laguna Verde está dentro del edificio hidrovulcánico del Golfo [1] es una charca hipersalina (42-50 g.l-1) y que presenta unas condiciones eutróficas con una acumulación de fitoplancton (1,5x10⁶ celxmL-1) y que durante los últimos 40 años ha estado acumulando arena en su orilla Oeste como consecuencia de la erosión de la playa del Golfo en cuya trasplaya se encuentra. La playa fue rehabilitada y estabilizada por medio de una barrera semisumergida situada a 150 m de la orilla en 1996 [2].

Las obras de rehabilitación de la Laguna Verde del Golfo han consistido en la apertura de una zanja de 2,5 m de profundidad paralela a la orilla Oeste de la charca y la posterior retirada de la barrera central para así ampliar su lámina de agua al doble. Como medida de protección dentro de la charca se procedió al cierre de dos recintos con tela geológica que ocupaban un 60% de su superficie y así evitar el exceso de finos en suspensión. Aunque la playa está restaurada, para evitar la entrada de olas en situaciones de temporal, la berma que separa la orilla del mar con la charca se elevó desde la cota de los 4 m hasta los 6 m utilizando la arena extraída (Fig 1).

El objetivo de la presente comunicación es presentar los trabajos de seguimiento ambiental de la restauración.

MATERIAL Y MÉTODOS

La Laguna Verde del Golfo se encuentra situada en la costa Oeste de Lanzarote (UTM 28R 614210m E y 3205960m N). Tiene una longitud de 220 m de N a S, con forma arriñonada, estando a 60 m de la orilla en el N, 90 en el S y 110 en el centro. La media es de 35 m con 50m en la zona más ancha y 50 en la más ancha. La profundidad oscila de 1 a 3,5 m considerando la media de 2,5 m. La superficie total es de 7500 m² y el volumen de 15000 m³. En las obras de restauración desaparece la forma arriñonada pasando a rectangular, con una anchura media de 70 m y una profundidad media de 2 m, con lo que duplica la superficie y el volumen.



Fig. 1. Aspecto de la Laguna Verde del Golfo antes y después de la rehabilitación

En marzo de 2015 hicimos la caracterización del estado inicial y repetimos esta caracterización mensualmente durante la obras (Nov 2015.Abril 2016). Se tomaron 13 puntos de muestreo a lo largo de todo el perímetro de la charca y en cada punto semanalmente se midió la temperatura, salinidad y conductividad (YSI Model 30M), el pH (Portable pH/ISE Meter), el oxígeno (YSI 550^o), la turbidez (HANNA instruments HI 93703). Mensualmente en los dos recintos de la charca, se recogieron muestras para la determinación de nitratos y fosfatos [3], análisis de pigmentos [4], cuantificación [5 y 6] e identificación de fitoplancton, penetración de la radiación (LiCor Spheric Sensor). Además, aunque no son objeto de esta comunicación se aislaron y mantuvieron en cultivo la siete cepas principales de fitoplancton, se hizo una evaluación de nutrientes limitantes y un modelo matemático de funcionamiento de la charca.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se puede observar en la Fig. 2 la variación de los diferentes parámetros medidos en la charca es considerablemente baja. Los valores de O₂ disuelto oscilan entre 5,5 y 6,7 mgxL⁻¹ siempre por encima del 80 % de saturación, no existen situaciones de anoxia. La oscilación del pH es mínima manteniéndose en valores superiores al 8,5 durante todo el periodo de estudio. La salinidad es el factor más variable disminuyendo de 56 a 45 gxL⁻¹ de forma continuada, esto es debido al aumento de volumen. Se ha recuperado un cierto movimiento de marea que debido probablemente a la disminución de la separación entre la línea de costa y la orilla de la charca. La temperatura de la charca no se corresponde con la del agua de mar, sino que oscila con las horas de insolación y el viento.

La concentración de clorofila es muy alta y se corresponde con la concentración de células del nanoplancton, El componente mayoritario del Charco de los Clicos es *Ostreococcus* sp. (Chlorophyta, Bathycoccaceae) con concentraciones de hasta 1,6x10⁹ célxL⁻¹ en la zona norte

del Charco y es que es quien le da el característico color verde. Esta concentración se ha mantenido casi inalterada durante todo el periodo de estudio.

El segundo mayor grupo es el de las Diatomeas. Se observa que existe una mayor abundancia de especies de los géneros *Cocconeis*, *Halamphora*, *Hyalosynedra*, *Mastogloia*, *Nitzschia sigma*, *Rhopalodia musculus* y *Seminavis* cf. estas especies son típicas de ambientes hipersalinos. La cianobacterias los dinoflagelados presentan una distribución homogénea y muy poca presencia. [2]

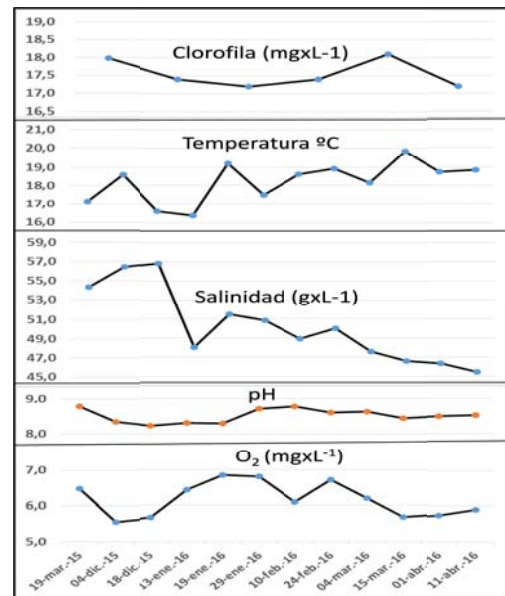


Fig. 2. Variación durante el periodo de estudio

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado por un contrato con la Dirección General de Costas del Gobierno de España y un convenio con la empresa TRAGSA, ambos con la Fundación Parque Científico Tecnológico de la ULPGC.

REFERENCIAS

- 1 - Pedrazzi, D. Martí, J. & Geyer, A. 2013. Stratigraphy, sedimentology and eruptive mechanisms in the tuff cone of El Golfo (Lanzarote, Canary Islands). *Bull Volcanol* 75:740.
- 2 - Luque, A. & Medina, L. 1997. The restoration of the "Charca Verde de El Golfo" in Lanzarote Island (Canary Island). *Biosphere Reserve by UNESCO. Actes du Colloque BORDOMER 97 "Amenagement et protection de l'environnement littoral"*, I: 213-218.
3. Métodos APHA 4500 NO₃ y P E: Métodos normalizados para el análisis de agua potables y residuales. Edición 20. Año 1998.
- 4, Hartmut, K.; Lichtenthaler; Claus Buschmann (2001) *Chlorophylls and Carotenoids: Measurement and Characterization by UV-Vis Spectroscopy. Current Protocols in Food Analytical Chemistry. F4.3.8-F4.3.8.*
5. Directiva Marco del Agua con la Norma CEN TC 230/WG 2/TG 3/N83 (documento de 11-05-2004), (Utermöhl)
6. Woelkerling W J, Kowal R R, & Gough B. 1976. Sedgwick-rafter cell counts: a procedural analysis. *Hydrobiologia* 48,(2):95-107

Cultivo de algas en esteros de la provincia de Cádiz mediante sistema de cuerdas

Manuel Macías, Ricardo Bermejo, Claudia L. Cara, Josefina Sánchez-García & Ignacio Hernández

Departamento de Biología, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, 11510 Puerto Real (Cádiz)

RESUMEN

La explotación de macroalgas como consecuencia de su creciente interés para el uso alimenticio y de ficocoloides en occidente, hace necesario el desarrollo de cultivos para poder satisfacer el exceso de demanda. En este contexto y buscando un aprovechamiento sostenible de los recursos, se ha realizado este trabajo. El objetivo del mismo ha sido evaluar los efectos de la hidrodinámica, densidad de cultivo y estacionalidad sobre el cultivo de macroalgas en un sistema de balsas ubicadas en una salina en el entorno de la bahía de Cádiz. Las especies del estudio han sido las algas rojas *Gracilariopsis longissima* y *Chondracanthus teedei*, las cuales se cultivaron en cuerdas durante las estaciones de invierno, primavera y verano bajo dos regímenes hidrodinámicos. Las mayores tasas de crecimiento obtenidas en *G. longissima* fueron del 4% (invierno, alta densidad y alta hidrodinámica) mientras que en *C. teedei* fueron del 2,5% (invierno, alta hidrodinámica, independientemente de la densidad del cultivo). Se observó que ambas especies crecieron bajo una limitación de nutrientes a lo largo de las tres estaciones, dando lugar por ello a tasas de crecimiento menores a las obtenidas en cultivos cercanos ubicados bajo la influencia de efluentes de acuicultura intensiva. De ser económicamente viable el cultivo, la puesta en práctica de este estudio podría ayudar a la puesta en valor de salinas abandonadas, al complemento de la actividad acuícola y salinera y a la preservación de la biodiversidad en estos hábitats del Parque Natural Bahía de Cádiz.

INTRODUCCIÓN

La actividad salinera ha formado parte intrínseca de la bahía de Cádiz desde tiempo inmemorial, dejando tras sí un importante legado cultural y paisajístico [1]. El cultivo tradicional de este recurso se realiza generalmente entre los meses de mayo a octubre.

La actividad salinera tradicional se encuentra actualmente en declive, lo que supone la merma de las funciones y servicios ecosistémicos, pero ha sido complementada con cultivos acuícolas de invertebrados y peces. Una actividad muy poco explorada que puede complementar el uso sostenible de estos sistemas es el cultivo de macroalgas.

Las macroalgas marinas tienen múltiples utilidades comerciales para la industria alimentaria y farmacéutica pero no deben olvidarse su empleo en técnicas de acuicultura integrada (IMTA) para la biofiltración de efluentes inorgánicos provenientes del cultivo piscícola [2].

En este trabajo se probaron las posibilidades de dos especies de macroalgas autóctonas con posibilidades de uso comercial (*Gracilariopsis longissima* y *Chondracanthus teedei*) durante los meses de ausencia de explotación de sal. Los cultivos evaluaron el efecto de tres variables controladoras del crecimiento: la densidad del cultivo, la hidrodinámica y la estacionalidad.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las macroalgas elegidas para el cultivo fueron las rodofíceas *Gracilariopsis longissima* (S.G. Gmelin) M Steentoft, L. M. Irvine & Farnham y *Chondracanthus teedei* (Martens ex Roth), especies autóctonas de caños intermareales y de interés comercial.

Los cultivos se realizaron en la salina de La Esperanza (Puerto Real), gestionada por la Universidad de Cádiz. Se llevaron a cabo cultivos vegetativos en balsas semisumergidas de PVC de 1,3 x 2,2 m. en las que se dispusieron 11 cuerdas horizontales de polipropileno perpendiculares al flujo principal de agua. Los talos se cultivaron durante siete semanas para la estimación de la tasa de crecimiento (asumiendo un modelo exponencial).

En la salina se midieron semanalmente las variables físico-químicas del agua. En los talos se estimó el contenido de N total en muestras secas antes y después del periodo de cultivo.

Durante la experimentación se probaron tres densidades (talos separados por 10, 5 y 2,5 cm) en dos condiciones hidrodinámicas (alta o 100% de corriente y baja, a un flujo siete veces menor aproximadamente) en tres estaciones del año (invierno, primavera y verano). La hidrodinámica se estimó bajo condiciones de mareas vivas con un correntímetro y una sonda Doppler.

Las diferencias significativas ($p < 0,05$) de los 3 tratamientos se probaron mediante un anova de 3 factores con repetición. En todos los casos se comprobó que los datos cumplían los requisitos de normalidad y homocedasticidad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

-Seguimiento de *Gracilariopsis longissima*.

Se observaron diferencias significativas en la tasa de crecimiento para los tres factores evaluados y la interacción entre la densidad y la estacionalidad (Tabla 1). La mayor tasa de crecimiento tuvo lugar durante el invierno, en alta densidad y alta hidrodinámica ($4,07 \pm 0,33$ % diario). Por el contrario, en verano, bajo condiciones de baja densidad y baja hidrodinámica las tasas de crecimiento fueron negativas, perdiéndose incluso numerosos talos.

Con respecto al N interno, el mayor contenido en los talos se estimó en los meses invernales bajo condiciones de alta hidrodinámica ($1,76\% \pm 0,22$). El conjunto de valores para el periodo con crecimiento neto positivo y sugieren una cuota crítica para este nutriente en torno al 2% (fig. 1). Además, la alta hidrodinámica influyó significativamente en el contenido interno de N para el periodo con crecimiento neto (invierno y primavera)

Tabla 1. Variables que afectaron significativamente la tasa de crecimiento de las macroalgas cultivadas.

Especie: Factor	g.l.	F	p
<i>G. longissima</i> : Densidad	2	5,3	0,0067
<i>G. longissima</i> : Hidrodinámica	1	9,57	0,0086
<i>G. longissima</i> : Estacionalidad	2	46,1	0,0005
<i>G. longissima</i> : Dens. x Est.	4	6,08	0,0008
<i>C. teedei</i> : Hidrodinámica	1	8,21	0,0062
<i>C. teedei</i> : Estacionalidad	2	9,22	0,0003
<i>C. teedei</i> : Hidrod. x Est.	2	31,4	0,0007

-Seguimiento de *Chondracanthus teedei*.

Se observaron diferencias significativas en la tasa de crecimiento para la hidrodinámica, la estacionalidad y la interacción entre la hidrodinámica y la estacionalidad (Tabla 1). La mayor tasa de crecimiento se estimó en verano, en condiciones de alta hidrodinámica ($2,49 \pm 1,14$ % diario). Por contra, en esta misma estación las condiciones de baja hidrodinámica dieron lugar a la menor tasa de crecimiento.

Con respecto al N interno, el mayor contenido en los talos se estimó en los meses estivales bajo condiciones de baja hidrodinámica ($1,83\% \pm 0,20$). Sin embargo, en esta estación las tasas de supervivencia de los talos no llegaron al 50%. Los contenidos internos de N fueron siempre mayores en condiciones de baja hidrodinámica. El conjunto de valores para el periodo con crecimiento neto positivo y sugieren una cuota crítica para este nutriente algo inferior a la de *G. longissima* (fig. 2).

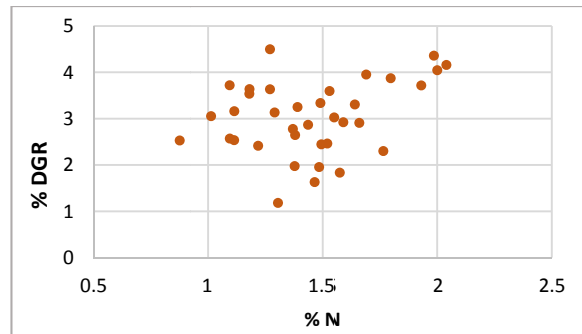


Fig. 1. Relación entre la tasa de crecimiento y el contenido interno de N en *Gracilariopsis longissima*.

Las tasas de crecimiento para ambas especies son algo inferiores a las estimadas en otros estudios en los que la concentración de nutrientes en el agua era sensiblemente superior por estar ligados a instalaciones de acuicultura (ej. [3]). Sin embargo, el presente estudio es el primero que permite evaluar las posibilidades de cultivo de macroalgas en esteros dedicados a la explotación de sal. El control de algunas variables críticas (concentración de nutrientes, profundidad de cultivo, sistema de anclaje de los talos vegetativos, estación más favorable, etc.), permitiría avanzar en el establecimiento de esta actividad como complementaria sistema tradicional de extracción de sal.

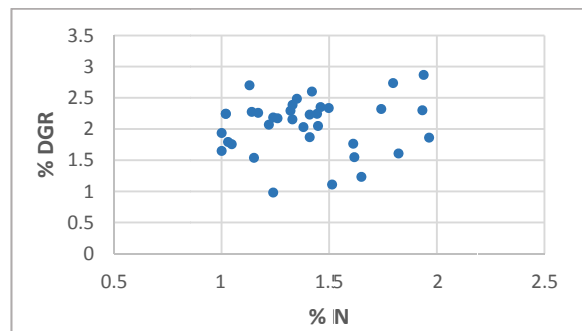


Fig. 2. Relación entre la tasa de crecimiento y el contenido interno de N en *Chondracanthus teedei*.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto de Excelencia E-Alga (RMN 1235) de la Consejería de Innovación, Ciencia y Empleo de la Junta de Andalucía.

REFERENCIAS

- 1 – Pérez-Hurtado A, Sánchez-Barea A & Rivero AJ, 2015. *Maestros de la Sal*. Servicio de Publicaciones, Universidad de Cádiz, 220 pp.
- 2 – Hurd CL, Harrison PJ, Bishop K & Lobban CS, 2014. *Seaweed Ecology and Physiology*. Cambridge, 551 pp.
- 3 - Hernández I, Pérez-Pastor A, Vergara JJ, Martínez-Aragón JF, Fernández-Engo MA, Pérez-Lloréns JL, 2006. Studies on the biofiltration capacity of *Gracilariopsis longissima*: From microscale to macroscale. *Aquaculture* 252: 43-53.

Leaf nutrient enrichment did not stimulate herbivory of *Sarpa salpa* on *Posidonia oceanica* meadows

Candela Marco-Méndez^{*1,2}, Caitlin Wessel^{3,4}, Whitney Scheffel^{3,4}, Luis Ferrero-Vicente^{1,2}, Yolanda Fernández-Torquemada¹, Just Cebrián^{3,4}, Kenneth L. Heck^{3,4}, Jose L. Sánchez-Lizaso¹

¹ Department of Marine Science and Applied Biology. University of Alicante. Carretera San Vicente del Raspeig s/n – 03690. Alicante. Spain, email: candela.marco@ua.es, Phone: (+34)965903400 Ext. 3473.

² Marine Research Centre of Santa Pola (CIMAR), Santa Pola City Council – University of Alicante. Torre d'Enmig s/n – 03130, Cabo de Santa Pola, Alicante, Spain.

³ Dauphin Island Sea Lab, 101 Bienville Boulevard, Dauphin Island, AL 36528, USA

⁴ Department of Marine Sciences, University of South Alabama, Mobile, AL 36688, USA

ABSTRACT

The fish *Sarpa salpa* (L.) is one of the main macroherbivores in the western Mediterranean. Through direct and indirect mechanisms, this herbivore can exert significant control on the structure and functional dynamics of seagrass beds and macroalgae. Past research has suggested nutritional quality of their diet influences *S. salpa* herbivory, feeding more intensively and exerting greater top down control on macrophytes with higher internal nutrient contents. However, recent findings have questioned this notion. To contribute to this debate, we conducted a field fertilization experiment where we enriched leaves of the seagrass *Posidonia oceanica*, a staple diet for *S. salpa*, and examined the response by the herbivore. These responses included quantification of leaf consumption in fertilized and non-fertilized/control plots within the bed, and food choice assays where fertilized and non-fertilized/control leaves were simultaneously offered to the herbivore. Despite the duration of experiments (30 days) and the abundant schools of *S. salpa*, leaf consumption was generally low. Consumption was not higher on fertilized than on non-fertilized leaves. Food choice experiments did not show strong evidence for selectivity of enriched leaves. These results add to a recent body of work reporting a broad generalist feeding behavior by *S. salpa* with no clear selectivity for seagrass with higher nutrient content. In concert, this and other studies suggest that nutrient content may be a poor indicator of nutritional quality for *S. salpa*, and that feeding behavior is rather controlled by other factors digestibility, deterrence, habitat heterogeneity, and responses to predation risk.

Efecto de un remolino intratermocline en la mezcla de masas de agua

Ángeles Marrero-Díaz¹⁴, Carmen Gordo²⁴, Pablo Sangrà²⁴, Ángel Rodríguez-Santana¹⁴,
Sheila Strada-Allis¹, Borja Aguiar-González³, Bárbara Barceló-Llul¹ & Antonio Martínez-
Marrero²⁴

¹ Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Departamento de Física, Las Palmas de Gran Canaria, Spain

² Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Instituto Universitario de Oceanografía y Cambio Global, Las Palmas de Gran Canaria, Spain

³ NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research, Department of Ocean Systems Sciences and Utrecht University, the Netherlands.

⁴ Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Facultad de Ciencias del Mar, Las Palmas de Gran Canaria, Spain

RESUMEN

En septiembre de 2014 se llevó a cabo una campaña interdisciplinar al suroeste de las Islas Canarias como parte del proyecto PUMP (CTM201233355). Su objetivo era estudiar un remolino anticiclónico, de 4 meses de edad, del corredor de remolinos que se forma al sur de las Islas Canarias (Canary Eddy Corredor). Los resultados preliminares mostraron que se trata de un remolino intratermocline (formado por agua modal subtropical) de 110 km de diámetro y de al menos 400 m de profundidad, con valores de los parámetros biogeoquímicos muy diferentes entre el centro y la periferia del mismo. Este remolino atrapa ondas inerciales cerca de su base, lo que provoca altos valores de disipación de energía cinética turbulenta que podrían indicar la presencia de mezcla en capas más profundas. Estudios previos en la zona han permitido establecer los valores característicos de las masas de agua en la región que permiten aplicar el análisis óptimo multiparamétrico (OMP) a los datos hidrográficos obtenidos. Nuestro estudio tiene como objetivo principal el análisis de la distribución y la obtención de los porcentajes de cada masa de agua presente. Éstos se combinan con el análisis de los valores de los parámetros asociados con la mezcla turbulenta obtenidos con perfiladores de microturbulencia y datos LADCP, diferenciando las posibles fuentes de mezcla turbulenta con la ayuda del ángulo de Turner. El estudio realizado permite concluir que la presencia de este remolino afecta tanto a las aguas centrales como a las intermedias.

Uso de la distribución de tamaños de plástico en ambientes marinos

Elisa Martí¹, Carlos M. Duarte² y Andrés Cózar¹

¹ Área de Ecología, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, Campus de Excelencia Internacional del Mar (CEIMAR), 11510 Puerto Real, Cádiz, Spain

² Red Sea Research Center, King Abdullah University of Science and Technology, Thuwal 23955-6900, Kingdom of Saudi Arabia

RESUMEN

Los residuos de plástico encontrados en el océano abarcan un amplio rango de tamaño, desde micras hasta metros. Esta diversidad aparece como consecuencia de procesos de erosión y fotodegradación que hacen que los ítems se fragmenten. Esta transformación está ligada a la variable tiempo, existiendo cierta correlación entre el tamaño del plástico y la edad del mismo. Procesos químicos y físicos como la sedimentación o el transporte por viento, afectarán de manera diferente según sea el tamaño de los ítems. Además, el amplio espectro de tamaños de plásticos en mares y océanos posibilita que la entrada en la cadena trófica ocurra a distintos niveles. Consideramos que la distribución de tamaño de los residuos es una herramienta útil para el estudio de la contaminación. En este trabajo, desarrollamos esta metodología mediante la medición de miles de ítems de todo el mundo, generando estándares que contribuyan a un mejor entendimiento del impacto de la contaminación por plásticos en ambientes marinos.

INTRODUCCIÓN

Los plásticos en el océano representan entre el 60 y el 80% de todos los desechos marinos [1]. Una vez que este material llega a la costa queda a la deriva erosionándose y fragmentándose a medida que se distribuyen por océanos [2] y mares [3]. Cabría esperar que la fragmentación progresiva del plástico flotante en superficie condujera a un aumento gradual en la abundancia de ítems de menor tamaño (Fig. 1); sin embargo, se ha visto que esto no ocurre siempre así, ya que existen mecanismos actuando a gran escala que retiran plástico de distinto tamaño de la superficie [2].

Procesos químicos como la fotodegradación [3]; procesos físicos como la sedimentación o el transporte inducido por viento [4] y procesos biológicos como la ingestión de plástico por organismos marinos [5] determinan la abundancia y el tamaño del plástico que se encuentra en la superficie. De igual forma, el plástico está sometido a procesos hidrodinámicos también dependientes en parte de su tamaño, forma o densidad [6].

Existe una extensa bibliografía acerca del estudio de los plásticos en la superficie, la columna de agua y el fondo marino [7], así como trabajos que examinan el plástico encontrado en el interior de estómagos de organismos. Sin embargo, la comparación entre estudios no siempre es tarea

fácil debido a la falta de estandarización.

El tamaño es una de las características más fáciles de medir, y al mismo tiempo puede aportar información de muchos procesos. El objetivo del presente trabajo es ahondar en el uso del espectro de tamaños como herramienta para analizar la contaminación marina por plástico.

MATERIAL Y MÉTODOS

Hemos comparado los tamaños de más de 10,000 ítems de plástico pertenecientes a la campaña de Circumnavegación Malapinsina, MEDSea (*Mediterranean Sea*), TARA Ocean, MAFIA (*Migrants and Active Flux In the Atlantic Ocean*) y MEGAN (*Mesoscale and submesoscale processes in the Strait of Gibraltar: The Trafalgar-Alborán connection*). Los plásticos se categorizaron, según su arquitectura y forma, como fragmento (plástico duro), film (plástico de envoltorios), foam (espuma), hilo de pesca (remanentes de redes de pesca), pellets o esferas (microplásticos primarios). Siempre que fue posible, se pesaron todos los ítems de las muestras.

Además, se hizo una intensa búsqueda bibliográfica a través de “Science Direct” y “Google Scholar” sobre el tamaño de los residuos plásticos ingeridos por organismos marinos. Concretamente, se analizaron 42 artículos científicos, el 95% publicados en los últimos 5 años.

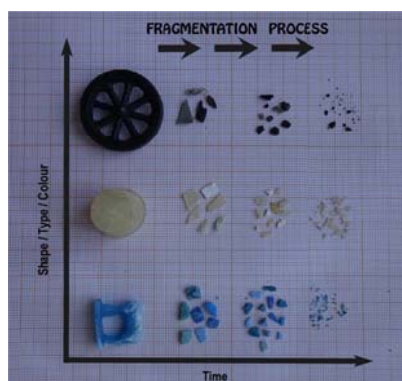


Fig. 1. Hipotética fragmentación de los ítems de plástico a lo largo del tiempo. La diferencia de tamaño va a tener distintas implicaciones físicas, químicas y biológicas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se analizaron un total de 6,210 ítems de plástico de nuestra base de datos, más 10,500 ítems aportados por M. L. Pedrotti y 922 ítems ingeridos por organismos según la bibliografía.

De la comparación entre las categorías de plástico se observó que los pellets y las esferas (microplásticos primarios) poseían un espectro de tamaño bien definido. Sin embargo, las medidas de fragmentos, films, foam e hilos de pesca (microplásticos secundarios) fueron más heterogéneas, encontrándose abundancia de estos tipos de ítems por todo el espectro de tamaño.

Se estudió la relación superficie : volumen (S:V) de las distintas categorías de plástico apareciendo diferencias a destacar entre fragmentos y films. Los primeros aumentan su relación S:V conforme disminuye la longitud ya que tienden a volverse microplásticos más o menos esféricos, sin embargo en los films se mantiene una relación S:V baja incluso en ítems pequeños. Esto parece indicar que los films no se fragmentan sino que se hunden antes que otros tipos de plásticos debido a su menor espesor.

Se compararon las variables de abundancia, superficie y volumen según las clases de tamaño. Para ello, fue importante normalizar los resultados dividiendo por el ancho de la clase de tamaño. Esto se hace cuando dichas anchuras no son uniformes y es lo que permite comparar los espectros entre los diferentes estudios.

La variable del tamaño también juega un papel fundamental en la relación depredador y presa. Dado que existe una amplia bibliografía sobre la ingestión accidental de plástico en organismos marinos, se recogió el tamaño de aquellos organismos que habían consumido plástico y del tamaño del ítem ingerido. Se observó que aparecían ítems especialmente pequeños en organismos muy grandes. Esto probablemente se debe al consumo indirecto de plástico, es decir, plástico consumido anteriormente por las presas. Como era esperable, el tamaño de plástico ingerido por filtradores también fue considerablemente menor que el consumido por depredadores cazadores.

La producción del plástico sigue aumentando cada año, y aunque los esfuerzos por un mejor manejo de estos residuos están empezando a dar sus frutos, sigue existiendo un escenario preocupante en lo que se refiere a la contaminación marina por plásticos. Con esta revisión se propone el espectro de tamaño como una herramienta de análisis habitual dentro de la metodología de estudio. El análisis de la contaminación por plásticos basado en el tamaño puede ayudar a entender mejor la dinámica del plástico en los océanos y las interacciones con la biota marina.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a todos los participantes y organismos financiadores de las campañas mencionadas (Circumnavegación Malapasina, MEDSea, TARA Ocean,

MAFIA y MEGAN) por la contribución en la obtención de los datos recogidos, así como a M. L. Pedrotti por su aportación de datos pertenecientes al Mar Mediterráneo.

REFERENCIAS

- 1 - Derraik, J. G. B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine pollution bulletin*, 44(9), 842–52.
- 2 - Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández- León, S., Palma, Á. T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M.L., Duarte, C. M., 2014. Plastic debris in the open ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111, 10239–10244.
- 3 - Cózar, A., Sanz-Martín, M., Martí, E., González-Gordillo, J.I., Úbeda, B., Gálvez, José A., Irigoien, X., M.L., Duarte, C. M., 2015. Plastic Accumulation in the Mediterranean Sea. *PLoS One*, 10(4): e0121762.
- 4 - Andrady, A. L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, 62(8), 1596–605.
- 5 - Reisser J., Slat B., Noble K., Plessis du K., Epp M., Proietti M., de Sonneville J., Becker T. and Pattiaratchi C., 2015. The vertical distribution of buoyant plastics at sea: an observational study in the North Atlantic Gyre. *Biogeosciences* 12 1249–56
- 6 - Boerger, C., Lattin, G., Moore, S., Moore, C., 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 2275–2278
- 7 - Andrady A. L., 2015. Persistence of plastic litter in the oceans *Marine Anthropogenic Litter* ed M Bergmann, L Gutow and M Klages (Dordrecht: Springer) 57–72
- 8 - Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46 (6), 3060–3075

Procesos oceanográficos e implicaciones ambientales en un pasaje interoceánico subpolar: El Canal Beagle (Tierra del Fuego, Argentina)

Jacobo Martín¹, Andrea Malits¹, Gaston Kreps¹, Ryne Flanagan², Clara Iachetti¹
& Gustavo Lovrich¹

¹ Centro Austral de Investigaciones Científicas, CADIC-CONICET.

² North Arizona University

RESUMEN

El Canal Beagle es un pasaje interoceánico conectando los Océanos Pacífico y Atlántico en el extremo sur de Sudamérica, donde confluyen intensos procesos de mezcla entre aguas marinas y continentales y una creciente presión antrópica. Desde julio 2014 se caracterizó la variabilidad estacional y espacial de las estructuras termohalinas en el Canal Beagle argentino, desde Bahía Lapataia hasta la salida al Océano Atlántico, así como la respuesta de otras variables ambientales (turbidez, oxígeno disuelto y clorofila-a) a los patrones físicos prevalentes. Se ofrecen en este trabajo los aspectos más salientes de la variabilidad espacial y temporal observada en los parámetros físico-químicos y biológicos estudiados a lo largo de dos ciclos anuales.

INTRODUCCIÓN

El Canal Beagle es en origen un valle tectónico, re TRABAJADO durante sucesivos ciclos glaciales, y que desde la última transgresión marina actúa como una vía de comunicación entre los océanos Pacífico y Atlántico [1]. Como herencia de su complejo pasado geológico, el canal presenta perfiles batimétricos muy irregulares, con cubetas de más de 200 metros de profundidad alternadas por bancos y estrechos de apenas 20-30 metros de profundidad, los cuales imponen restricciones al flujo de agua en su tránsito desde el Océano Pacífico al Atlántico. Los ciclos térmico e hidrológico tienen un carácter estacional con máximas temperaturas y escorrentías en el verano austral y mínimos en invierno. Las medidas hidrológicas e hidrodinámicas en la zona de estudio son escasas y fragmentarias, lo que ha impedido hasta ahora una descripción detallada de las características espacio-temporales de las masas de agua y de la variabilidad de la estratificación y ventilación de la columna de agua. Se presentan en este estudio dos años de perfilado CTD sistemático y se avanzan algunos de los resultados más salientes.

MATERIAL Y MÉTODOS

Desde Julio 2014 y hasta el presente, se realizaron perfiles verticales con un CTD auto-contenido RINKO ASTD-102 en una amplia malla de estaciones cubriendo Bahía Ushuaia y zonas adyacentes con periodicidad al menos mensual, mientras que estaciones en el resto del Canal Beagle argentino se repitieron entre 3 y 4 veces al año. El equipo utilizado cuenta con sensores adicionales de fluorescencia de clorofila-a, turbidez (OBS) y oxígeno

disuelto. Se tomaron rutinariamente muestras de agua con botellas Niskin para control y calibración de los sensores.

Los análisis de agua incluyeron determinación de chl-a por espectrofotometría, titulación Winkler para determinación de oxígeno disuelto y gravimetría en el caso del sensor de turbidez.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las propiedades T-S de las aguas que rellenan el Canal Beagle indican una procedencia de aguas subantárticas provenientes del Pacífico. Estas aguas, de relativamente baja salinidad ya desde su origen en la Corriente de Cabo de Hornos, son ulteriormente modificadas por sucesivos procesos de mezcla con aguas continentales a lo largo del canal. Los mapas de temperatura y salinidad (Fig. 1) sugieren una circulación superficial de tipo estuarina positiva, con excursión hacia el este de aguas de influencia costera sobre una cuña de agua Atlántica, en concordancia con medidas previas de las corrientes superficiales en el canal [2]. La estructura vertical de la columna de agua presenta una marcada estacionalidad, con predominio de estratificación termohalina casi todo el año seguido de convección invernal. En breve, una haloclina se forma a partir de primavera debido a los aportes de ríos y deshielo. Los fuertes vientos del SO favorecen el desarrollo de una capa de mezcla de un espesor entre 50 y 70 metros. La permanencia de la haloclina hasta el otoño y los aportes de materia orgánica autóctona y alóctona favorecen el descenso del contenido en oxígeno en las partes más profundas del canal, situación que se ve exacerbada en puntos de confinamiento geomorfológico como es el caso

de Bahía Ushuaia. En invierno, las bajas temperaturas y el menor aporte de agua dulce facilitan la homogeneización y ventilación completa de la columna de agua. En respuesta al ciclo estacional de insolación y estabilidad vertical de la columna de agua, los patrones de biomasa fitoplanctónica presentan también una clara estacionalidad, con un pronunciado 'bloom' fitoplanctónico en Septiembre-Octubre y concentraciones de clorofila muy bajas entre Abril y Agosto.

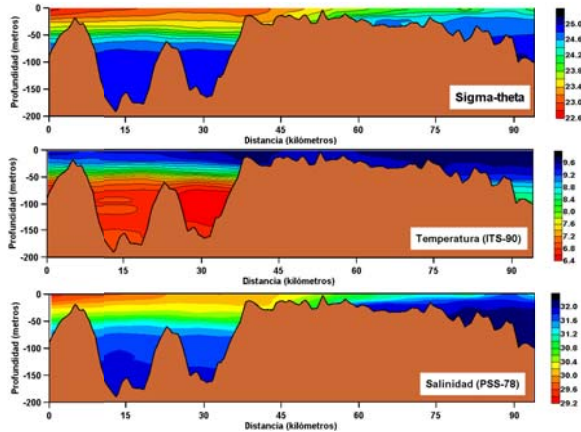


Fig. 1. Mapas de contornos de temperatura, salinidad y densidad en el Canal Beagle argentino en dirección oeste-este, desde Bahía Ushuaia hasta la salida Atlántica del canal. Interpolaciones a partir de 20 perfiles CTD. Batimetría digitalizada a partir de carta Náutica H-477 (Servicio de Hidrografía Naval, Argentina).

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al área de Náutica del CADIC, así como a la Armada Argentina, Prefectura Naval y un largo número de colaboradores individuales y fundaciones privadas argentinas, la disponibilidad de sus embarcaciones para la realización de este estudio. Este trabajo fue financiado por los subsidios PICT 2014/3106 (FONCYT, Argentina) y Res. D418/14 (CONICET, Argentina).

REFERENCIAS

- 1 - Bujalesky, G.G. 2011. The flood of the Beagle Valley (11000 YR B.P.), Tierra del Fuego. *Anales Instituto Patagonia (Chile)*, 39(1): 5-21.
- 2 - Balestrini CF, Vinuesa J, Speroni J, Lovrich G, Mattenet, C, Cantú C, Medina P, 1990. Estudio de las Corrientes Marinas en los alrededores de la Península Ushuaia. *CADIC- Comunicación Científica*.

Hipoxia en Bahía Ushuaia (Tierra del Fuego, Argentina)

Jacobo Martín¹, Cristina Colloca², Andrea Malits¹, Gastón Kreps¹

¹ Centro Austral de Investigaciones Científicas, CADIC-CONICET, Ushuaia, Argentina

² Universidad Nacional de Tierra del Fuego (UNTDF, Ushuaia, Argentina).

RESUMEN

Se presentan en este trabajo datos de oxígeno disuelto junto con parámetros de contexto (temperatura, salinidad, clorofila, concentración de sólidos en suspensión) en Bahía Ushuaia y zonas adyacentes del Canal Beagle. El muestreo incluyó el perfilado de la columna de agua y análisis de agua simultáneos con alta resolución espacio-temporal durante dos ciclos anuales (2014-2016) y tuvo por fin documentar la ocurrencia, estacionalidad y extensión de situaciones de hipoxia en este ambiente subpolar. Se proponen diferentes hipótesis sobre las causas de este fenómeno, tanto naturales como derivadas del crecimiento demográfico e industrial de la ciudad de Ushuaia.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, los casos de hipoxia costera se han incrementado significativamente a escala global, lo que ha situado esta problemática como una de las principales amenazas sobre los ecosistemas marinos [1]. En altas latitudes, la menor temperatura del agua propicia una mayor solubilidad del oxígeno así como la ralentización del metabolismo aeróbico, lo que disminuye la probabilidad de situaciones anoxicas o hipóxicas. Las aguas frías que bañan los canales y fiordos de las regiones subpolares de Magallanes y Tierra del Fuego (extremo sur de Sudamérica) están en general bien ventiladas si bien pueden darse casos de descensos notables en los niveles de oxígeno [2], principalmente en fiordos y bahías donde la circulación es débil y la estratificación termohalina intensa. Este trabajo documenta por primera vez casos de hipoxia en el Canal Beagle, en concreto en Bahía Ushuaia, una bahía profunda que alberga la ciudad del mismo nombre y que ha experimentado en las últimas décadas un dramático crecimiento demográfico e industrial. La circulación superficial en el Canal Beagle puede a grandes rasgos resumirse en un flujo neto en dirección oeste-este [3], con leves modulaciones por efecto de la marea semidiurna [4]. En Bahía Ushuaia se presume un patrón de circulación más complejo y relativamente cerrado [3].

MATERIAL Y MÉTODOS

Para la obtención de perfiles verticales de oxígeno disuelto en la zona de estudio, se utilizó un sensor óptico (Optode Rinko) con tiempo de respuesta de 0.4 ms (63%), el cual está integrado en un perfilador auto-contenido JFE ASTD-102. El equipo muestrea con frecuencia de 10 Hz y cuenta, junto con el Optode, con sensores de temperatura, conductividad, presión, fluorescencia de clorofila y turbidez. Se llevó a cabo un control rutinario de las lecturas del sensor mediante análisis simultáneo (titulación Winkler) de muestras de agua tomadas durante las campañas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El estudio oceanográfico llevado a cabo durante dos ciclos anuales muestra en la zona de estudio una marcada estacionalidad en términos de estabilidad vertical, siendo una haloclina a una profundidad entre 50 y 80 metros de profundidad la estructura más saliente de la columna de agua durante el verano austral. En invierno, a consecuencia de la baja de las temperaturas y la disminución de aportes de agua dulce toda la columna de agua se mezcla y ventila por convección. La mayor parte del año sin embargo, la estratificación provoca el aislamiento transitorio de las capas más profundas de la bahía del contacto con la atmósfera. La compleja batimetría del Canal Beagle favorece además zonas de circulación restringida. Este confinamiento es particularmente notable en Bahía Ushuaia, donde los niveles de oxígeno disuelto por debajo de la capa de mezcla decrecieron paulatinamente a partir de la primavera, alcanzándose en otoño condiciones hipóxicas en la Bahía y sus inmediaciones. Los estratos de profundidad con concentraciones de oxígeno más bajas están relacionadas con capas nefeloides de amplia extensión, tanto de fondo como intermedias, presuntamente mantenidas por la marea interna. La escasez de mediciones previas a este estudio impiden determinar hasta qué punto este fenómeno está relacionado con el rápido crecimiento urbano e industrial de la ciudad de Ushuaia, o se deriva de las características naturales de la Bahía. Con los datos disponibles, proponemos como explicación más plausible que Bahía Ushuaia es una microcuenca del Canal Beagle proclive a eventos de hipoxia por su morfología encajada y su profundidad (150 metros máximo), por la fuerte estratificación inducida por los aportes de agua dulce desde ríos y glaciares, los aportes de materia orgánica in situ así como provenientes de los bosques, ríos y turberas. El rápido crecimiento de Ushuaia, de su población, industria y tráfico marítimo, y los aportes de materia orgánica asociados a estas actividades actuarían como un importante factor coadyuvante.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por los subsidios PICT 2014/3106 (FONCYT, Argentina) y Res. D418/14 (CONICET, Argentina).

REFERENCIAS

- 1 - Diaz RJ & Rosenberg R, 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321: 926–929.
- 2 – Silva N & Vargas CA, 2014. Hypoxia in Chilean Patagonian Fjords, *Progress in Oceanography*, 129: 62–74.
- 3 - Balestrini CF, Vinuesa J, Speroni J, Lovrich G, Mattenet, C, Cantú C, Medina P, 1990. Estudio de las Corrientes Marinas en los alrededores de la Península Ushuaia. *CADIC- Comunicación Científica*: 10.
- 4 - D’Onofrio E, Orsi A, Locarnini R, 1989. Estudio de marea en la costa de Tierra del Fuego. Servicio de Hidrografía Naval, Departamento de Oceanografía, Informe técnico 49, 81 pp. Buenos Aires.

Alimentación de juveniles de *Loxechinus albus* (Molina, 1782) con films de diatomeas bentónicas

Miguel Martínez¹, Pablo Presa¹ & Mauricio Palacios²

¹ Laboratorio de Recursos Genéticos Marinos. Dpto. de Bioquímica Genética e Inmunología. Universidad de Vigo.

² Programa de Doctorado en Ciencias, mención Ecología y Evolución, Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutiva, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Valdivia.

RESUMEN

El erizo rojo *Loxechinus albus* (Molina 1782) es la especie más importante de equinoideo en términos de exportación y desembarcos a nivel mundial. La producción masiva y viable de juveniles se presenta como la opción más adecuada para recuperar sus bancos naturales, actualmente diezmos por la sobrepesca. Con este trabajo se pretende avanzar en la optimización y dimensionamiento de la producción de juveniles tempranos tras la fase de metamorfosis, mediante una estimación de las necesidades nutricionales según talla, y un establecimiento de parámetros de cultivo que gocen de un mayor grado de control respecto los precedentes existentes. Para ello se realizó una prueba de ingesta para cuatro clases de talla, sobre films de diatomeas cultivadas del género *Nitzschia*, bajo unas condiciones de fotoperiodo estándar (12 h. de luz) y una temperatura de 13°C, esta como media representativa del amplio rango latitudinal que abarcan las poblaciones de *L. albus*. Mediante una prueba de estabulación y engorde se comprobó que las condiciones de cultivo y el alimento seleccionados generaban una baja mortalidad, un buen estado de salud y un crecimiento efectivo de los individuos. Así mismo las tasas de ingesta obtenidas se tradujeron a términos de peso seco total y por componente nutricional. Igualmente se calibró dicha tasa de ingesta según talla obteniéndose una relación lineal entre perímetro cefálico y el alimento ingerido.

INTRODUCCIÓN

El erizo rojo chileno, *Loxechinus albus* (Molina, 1782) es la especie de equinoideo con mayor volumen mundial en términos de desembarcos [1]. Su pesquería se encuentra en clara regresión debido a la fuerte presión pesquera a la que ha sido sometida, obligando a la flota a buscar zonas de extracción cada vez más lejanas. Por ello la recuperación de los bancos naturales mediante repoblación con juveniles se baraja como la opción más viable para su recuperación y mantenimiento [2]. Para lograr un aporte de juveniles de erizo rojo que satisfaga las necesidades de repoblación, es necesaria la consecución de un medio de producción de sub-adultos sólido y económicamente viable [3]. Este trabajo pretende complementar la información existente sobre el cultivo de juveniles mediante la optimización, control y dimensionamiento de la ingesta, bajo un aporte de microalgas bentónicas cultivables y el establecimiento de parámetros de temperatura y fotoperiodo que gocen de un cierto carácter universal, y a su vez sean aplicables en el cultivo de erizo rojo de la región más austral de Chile (región de Magallanes).

MATERIAL Y MÉTODOS

Al objeto de determinar unas condiciones ambientales representativas, se recurrió al fotoperiodo equinoccial y al valor medio de 13°C, situado entre los extremos indicados en los registros paleoclimáticos y oceanográficos. Para el resto de condiciones de cultivo se usaron los parámetros descritos por Bustos y Olave [4]. El alimento seleccionado

fue una cepa cultivada de *Nitzschia sp.* Bajo estas condiciones se llevaron a cabo 3 experimentos: en primer lugar una prueba de la tasa de ingesta (FI) para 4 clases de talla, mediante la estimación de ramoneo diario por diferencia poblacional de microalgas con el control. En segundo lugar una valoración cuantitativa (peso seco) y cualitativa (bromatología) del alimento. En tercer lugar se realizó un experimento de estabulación y engorde de juveniles bajo las condiciones de cultivo seleccionadas, para comprobar la adecuación de las mismas. Esta se evaluó según los criterios óptimos de salud definidos [5], la baja tasa de mortalidad y el crecimiento efectivo de los individuos. Este crecimiento se evaluó a través de muestreos sucesivos a lo largo del cultivo. En ambos casos, se aplicó un test ANOVA para comprobar la consistencia de resultados entre réplicas. Para la prueba de ingesta se buscó el modelo de regresión que mejor explicase la relación entre el perímetro cefálico (talla) y el valor de FI.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El test de estabulación ofreció unas tasas de mortalidad bajas (< 3% mensual) y una tasa de crecimiento (GR) de 0,553 mm/mes, apreciándose una diferencia significativa marginal entre réplicas ($p = 0,0453$). Este valor GR fue inferior al obtenido para un rango similar de tallas (0,78 - 2,44 mm) por otros autores [6], 0,7mm/mes, hecho que puede achacarse a que el presente trabajo no contempla el óptimo de temperatura para el pre-engorde de *L. albus*, sino

un valor representativo susceptible de ser optimizado. Teniendo en cuenta estos resultados es posible afirmar que las condiciones ambientales escogidas son adecuadas y aún optimizables para la fase de cultivo tratada. Las réplicas de cada clase de talla no presentaron diferencias significativas en los datos de ingesta (Tabla 1).

El análisis bromatológico para la cepa de *Nitzschia sp.* utilizada ofreció los siguientes porcentajes respecto al peso seco: 41% de cenizas, 19% de carbohidratos, 29% de proteínas y 11% de lípidos. Datos aplicables para la elaboración de dietas alternativas. El modelo de regresión con mejor ajuste entre talla y FI fue lineal ($R = 0,9175$), lo que indica que no existe un cambio de tendencia nutricional dentro del rango de tallas utilizado. Quedando definido por la expresión:

$$FI = 355992 \times \text{Talla (mm)} - 246810$$

Tabla 1. De izquierda a derecha se expresan los siguientes valores para cada clase de talla (C.T): talla promedio en cm (T.P), ingesta diaria en gr (F.I) y e ingesta diaria en términos de células por individuo al día.

C.T.	T.P (cm)	F.I. _s (gr.)	Céls./individuo/día
S	1,1159	$1,62 \times 10^{-4}$	102294,6
M	1,6441	$5,23 \times 10^{-4}$	330912,7
L	2,0526	$9,23 \times 10^{-4}$	584285,7
XL	2,9521	$1,2 \times 10^{-3}$	759484,1

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la inestimable colaboración del personal técnico y científico del Centro de Recursos Marinos Subantárticos (CERESUB) así como la del profesor Juan Carlos Uribe del Instituto de la Patagonia, ambas entidades pertenecientes a la Universidad de Magallanes.

REFERENCIAS

- 1 - Andrew, N., Agatsuma, Y., 2002. Status and management of world sea urchin fisheries. *Oceanogr. Mar. Biol.* 40, 343–425.
- 2 - Cárcamo, P.F., Candia, a. I., Chaparro, O.R., 2005. Larval development and metamorphosis in the sea urchin *Loxechinus albus* (Echinodermata: Echinoidea): Effects of diet type and feeding frequency. *Aquaculture* 249, 375–386. doi:10.1016/j.aquaculture.2005.03.026.
- 3 - Cárcamo, P.F., 2015. Effects of food type and feeding frequency on the performance of early juveniles of the sea urchin *Loxechinus albus* (Echinodermata : Echinoidea) Implications for aquaculture and restocking. *Aquaculture* 436, 172–178. doi:10.1016/j.aquaculture.2014.10.045.
- 4 - Bustos, E., Olave, S., 2001. El Cultivo del Erizo (*Loxechinus albus*), División d. edl. Osorno (Chile).
- 5 - Hernández, J.C., Russell, M.P., 2010. Substratum cavities affect growth-plasticity, allometry, movement and feeding rates in the sea urchin *Strongylocentrotus purpuratus*. *J. Exp. Biol.* 213, 520–525. doi:10.1242/jeb.029959
- 6 - Zamora, S and Stotz, W., 1994. Cultivo masivo en laboratorio de juveniles de erizo *Loxechinus albus* (Molina, 1782), (Echinodermata: Echinoidea). *Investig. Pesq.* 38.

Application of the Environmental Monitoring Plan proposed by JACUMAR (National Advisory Board of Marine Fish Farms) to a fish farm

Elena Martinez-Garcia, Victoria Fernandez-Gonzalez, José Luis Sánchez-Lizaso, Pablo Sanchez-Jerez

Department of Marine Science and Applied Biology, University of Alicante, Spain

ABSTRACT

Aquaculture activity projects should be subject to environmental monitoring due to their interactions with the environment, particularly benthic ecosystems. In Spain, Environmental Monitoring Plans (EMP) have been proposed as a method to deal with this issue. In this study, the results derived from an EMP for a fish farm facility were tested in order to assess its effectiveness. Spatial heterogeneity and seasonal variability affected the results of an analysis of variance (ANOVA) of environmental variables, and a permutational multivariate analysis (PERMANOVA) of polychaete families, for which it was difficult to determine the effects of the fish farm cages. Total Free Sulfide and the ^{15}N isotope were affected by seasonal variability, and the finest fraction of sediment and organic matter were affected by spatial variability. However, polychaete assemblage analyses with non-metric multidimensional scaling (MDS) and percentage dissimilarities (SIMPER) provided a more accurate assessment of the fish farm's impacts on the benthic ecosystem. Statistical tests and/or experimental design should be modified in order to improve the power of the environmental variables and polychaete assemblage analyses.

INTRODUCTION

Spain is one of the European countries that contributes the most to aquaculture development, producing a total of 234,367 tons of farmed seafood in 2013 [1]. With this development, the need for management protocols has also increased. Under the European Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EC) and the Marine Strategy Framework Directive, Member States are required to achieve "Good Environmental Status" in their marine waters. In Spain, the National Advisory Board of Marine Fish Farms (JACUMAR) developed an initiative to unify methodologies, and the implementation of site-specific "Environmental Monitoring Plans" (EMP) was proposed [2]. Part of an EMP focuses on the possible interactions with the benthic ecosystem, where incremental organic enrichment from uneaten food and fish faeces generates changes in the chemical, physical and biological characteristics of the benthic sediments [3,4]. The aim of this study was to test the EMP proposed by JACUMAR to evaluate fish farming activity, and to assess the feasibility of this approach, in order to identify possible improvements for future EMPs.

MATERIAL & METHODS

The study was carried out between 2009 and 2010 in floating-cage cultures of sea bream and sea bass at 25-30 m depth in Guardamar bay, Southeast of Spain. Samples were collected in two distinct time periods, separated by a six month gap. Four zones were sampled in the vicinity of the fish farm: underneath the farm facility (just below the cages); an intermediate zone (at the edge of the farm facilities, defined by the delimitation buoys); and two controls (reference area placed at least 1 km away from each fish farm). Three sites were randomly sampled at each

zone, each with three random replicates collected for sediment analysis, and three separate replicates for polychaete analysis. Samples were collected using a Van Veen grab (0.04m³). Sediment particle size was wet sieved, selecting the finest fraction (<0.063mm). Total free sulphide (TFS) content was measured following the Wildish method [5]. ^{15}N isotopic composition was measured using an EA-IRMS (Thermo Finnigan) analyser. Organic matter was measured by loss on ignition (400°C). pH was measured with an ORION sensor. The data were analysed according to a 3-factor mixed model ($X_{ijk} = \mu + Z_i + T_j + S_k(Z_i \times T_j) + Z_i \times T_j + e_n$), where Z refers to the zone (with 4 levels), T refers to the sampling time (with 2 levels) and S refers to the site (with 3 levels). Analyses of variance (ANOVA) were used to analyse the environmental variables [6]. To investigate the effects on the polychaete assemblage, the model was analysed using a permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). Differences in polychaete distribution were explored using non-metric multidimensional scaling [MDS, 7] and the percentage dissimilarities between zones [SIMPER, 7].

RESULTS & DISCUSSION

A high degree of variability was observed within the environmental variables. TFS, finest fraction of sediment and $\delta^{15}\text{N}$ showed significant differences in the interaction zones per time (Table 1). TFS values did not exceed the limits established by JACUMAR (>5000 μM below cages and >3000 μM in intermediate zone). In the analysis of the polychaete assemblage structure, the MDS plot suggested that the ordination of zones was strongly influenced by the presence of fish farm facility. Controls and intermediate

zones were tightly clustered, whereas zones below the cages appeared separated in the plot (Fig. 1).

The SIMPER test indicated that the dissimilarities between the fish farm facility and controls 1 and 2 were 76.81% and 80.75% in time period 1, and 70.90% and 58.68% in time period 2. The values of dissimilarity in time 1 exceeded the environmental quality standards (EQSs) proposed by JACUMAR (>75% dissimilarity), so it will be necessary to increase the periodicity of the sampling, and mitigation measures may be required. However, the EQSs were not exceeded in time 2, so it is possible that a normal situation was re-established. The intermediate zone and controls had less than 50% dissimilarity, which is below the limit of the EQSs.

Table 1. Results of ANOVA and PERMANOVA with 3 factors. Df: degrees of freedom, MS: mean square, F: F-distribution. Levels of significance: *p<0.05, **p<0.01 and ***p<0.001. -^a indicates that there was no homogeneity of variance, the levels of significance were *p< 0.01, **p<0.001

Source of variation	pH				TFS			% Finest fraction		
	df	MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P
Zone = z	3	0.88	1.95	0.30	9.50	23.68	0.01 *	0.14	1.09	0.47
Time = t	1	0.25	1.89	0.19	10.30	88.46	0.00 ***	0.10	4.67	0.05
zxt	3	0.45	3.35	0.05	0.40	3.45	0.04 *	0.13	5.73	0.01 *
Site (z.xt)	16	0.13	0.44	0.96	0.12	1.01	0.46	0.02	0.95	0.52
Residual	48	0.31			0.12			0.02		
Cochran's C test			- a			C=0.158, P>0.05			- a	
Transformation			none			log (x+1)			arc sin (x)	

Source of variation	Organic matter				d15 N			PERMANOVA-Polychaetes		
	df	MS	F	P	MS	F	P	df	MS	P(perm)
Zone = z	3	0.15	1.50	0.37	0.54	1.62	0.35	3	15559	0 *
Time = t	1	1.34	25.04	0.00 ***	0.04	1.06	0.32	1	17100	0 ***
zxt	3	0.10	1.82	0.18	0.34	9.21	0.00	3	5393.3	0 ***
Site (z.xt)	16	0.05	1.87	0.05 *	0.04	0.70	0.78	16	1517	0 ***
Residual	48	0.03			0.05			48	1059.1	
Total								71		
Cochran's C test			C=0.218, P>0.05			C=0.220, P>0.05				
Transformation			log (x+1)			none				

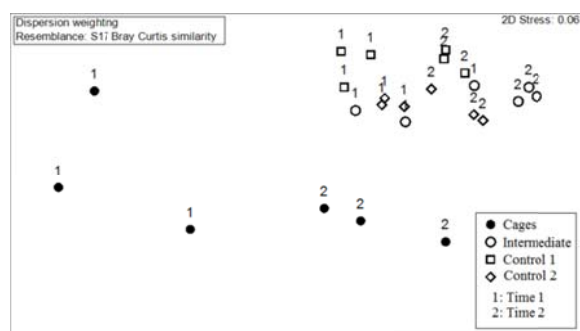


Fig. 1. MDS of polychaete assemblage

The results obtained could form part of an EMP for a fish farm facility. Multivariate analyses of polychaete assemblages appear to be the clearest tool to represent the changes in the benthic ecosystem. We can conclude that there was an environmental impact located just underneath the cages, within a spatial scale of tens of metres. Polychaete assemblages were also affected by spatial heterogeneity, but their environmental sensitivity is high

enough to be affected by the fish farming activity. Habitat patchiness may lead to a high variability between sites, even in a scale of meters [3]. This should be accounted for by increasing spatial replication within orthogonal factors, because these spatial factors may confound the detection of differences caused by organic enrichment. Greater statistical power is needed to accurately determine the effect of fish farming (which has a clear impact) with regard to univariate and multivariate analyses. When developing EMPs in Spain it will be necessary to improve experimental design, by increasing spatial replication at several scales and by improving statistical tools. This would give more accurate information about the environmental status, as required by European Directives.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to CULMAR fish farm for giving us access and providing assistance during the study.

REFERENCES

- 1 - FAO 2005-2016. National Aquaculture Sector Overview. Visión general del sector acuícola nacional - España. National Aquaculture Sector Overview Fact Sheets. Text by Gonzalez Serrano JL. In: *Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO*. Roma. Update 31 December 2014, http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_spain/es
- 2 - Aguado Giménez F, Carballeira Ocaña A, Collado Sánchez C, González Henríquez N, Sánchez Jerez P, 2012. Propuesta Metodológica para la realización de los planes de vigilancia ambiental de los cultivos marinos en jaulas flotantes. Junta Nacional Asesora de Cultivos Marinos (JACUMAR). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- 3 - Fernandez-Gonzalez V, Aguado-Giménez F, Gairin JI, Sanchez-Jerez P, 2013. Exploring patterns of variation in amphipod assemblages at multiple spatial scales: natural variability versus coastal aquaculture effect. *Aquacult. Environ. Interact.* 3:93-105
- 4 - Martinez-Garcia E, Sanchez-Jerez P, Aguado-Giménez F, et al. 2013. A meta-analysis approach to the effects of fish farming on soft bottom polychaeta assemblages in temperate regions. *Mar Pollut Bull* 69:165-171
- 5 - Wildish DJ, Akagi HM, Hamilton N, Hargrave BT, 1999. A recommended method for monitoring sediments to detect organic enrichment from mariculture in the Bay of Fundy. *Can Tech Rep Fish Aquat Sci* 22
- 6 - Underwood AJ, 1997. Experiments in Ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, Cambridge
- 7 - Clarke KR, 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. 18:117-143

LIFE BLUE NATURA ANDALUCIA: proyecto para la conservación de los sumideros de carbono azul en Andalucía

Miguel Ángel Mateo¹, Maria del Mar Otero², David León-Muez³, Patricio Peñalver-Duque³, Soledad Vivas Navarro⁴, Victoria Alhama Chapresto⁵, Rosa M^a Mendoza Castellón⁵

¹ Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC)

² UICN-MED

³ Asociación Hombre y Territorio.

⁴ Agencia de Medio Ambiente y Agua. Junta de Andalucía

⁵ Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía

[*info@life-blunatura.eu](mailto:info@life-blunatura.eu) / www.life-blunatura.eu

RESUMEN

Ciertos hábitats costeros como marismas y praderas de fanerógamas marinas se están revelando como sumideros significativos de CO₂, tanto por la intensidad del secuestro de este gas en forma de materia orgánica, como por la duración milenaria de sus depósitos. A pesar del valor de este servicio y de otros muchos asociados, sus hábitats se están perdiendo a un ritmo 4 veces mayor que el de bosques terrestres. Blue Natura tiene como objetivos: 1. Cuantificar los depósitos de carbono y tasas de secuestro de los hábitats de praderas de fanerógamas marinas y marismas de marea en Andalucía; 2. Analizar la evolución de los mismos en las próximas décadas. Con esta información se pretende definir una evaluación de los servicios ambientales que estos hábitats generan relacionados con la mitigación frente al cambio climático. 3. Explorar e impulsar iniciativas que ya existen para la financiación de proyectos de conservación y restauración de hábitats-sumideros de carbono azul dentro de políticas para la mitigación y adaptación al cambio climático, con especial atención a los mercados de compensación de emisiones. 4. Crear instrumentos que permitan en la práctica incluir a estos proyectos de conservación en dichos mercados, como los estándares para verificación de créditos de carbono, la redacción de proyectos tipo, o la creación de catálogos de proyectos. 5. Además de de comunicación, divulgación y formación, se dedicará especial esfuerzo a involucrar a actores clave que aseguren el desarrollo de estos programas de conservación de carbono azul en el futuro (sector público y privado).

INTRODUCCIÓN

Las turberas, los humedales, el suelo, los bosques y los océanos desempeñan un papel crucial en la absorción y acumulación de carbono y nos ayudan de este modo a protegernos frente al cambio climático.

En la actualidad, los ecosistemas terrestres y marinos absorben aproximadamente la mitad de las emisiones de CO₂ que genera la humanidad. Para que la captura y el almacenamiento del carbono puedan contribuir de forma notable a la mitigación del cambio climático, resulta esencial el mantenimiento de los depósitos naturales de este elemento existentes en todo el mundo.

A pesar de que la biomasa de plantas en los océanos es muy inferior a la que hay en tierra (0,05%), absorbe casi la misma cantidad de carbono anual que los organismos fotosintéticos terrestres, y por tanto representan sumideros de carbono extremadamente eficientes, bautizados como sumideros de carbono azul.

En especial, los ecosistemas costeros representados por las marismas, los manglares y las praderas de fanerógamas marinas son sumideros intensos de carbono a largo plazo [1], que han empezado a ser considerados en las estrategias

de mitigación del cambio climático, al incluir actividades antrópicas sobre estos ecosistemas. Estos ecosistemas costeros protegen la costa contra la erosión costera y las tormentas, por lo que también juegan un papel esencial en la adaptación al cambio climático. Además, estos hábitats marinos están catalogados por la Directiva Hábitats, y muchos de ellos se encuentran dentro de la Red Natura 2000. A pesar de ello, estos hábitats se están perdiendo a un ritmo 4 veces mayor que el de los bosques terrestres [1]. En la UE los sumideros de carbono azul mayoritarios son las praderas de fanerógamas marinas y las marismas de marea, que tampoco escapan a esa tendencia al declive [2]. Uno de estos hábitats, las praderas de *Posidonia oceanica* son un hábitat marino exclusivo del mediterráneo, catalogado como hábitat prioritario por la directiva Hábitat, y también protegido por el Convenio de Barcelona.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las acciones, algunas de ellas puestas ya en marcha, son:

1. Cuantificar los depósitos de carbono y las tasas de secuestro de los hábitats de praderas de fanerógamas marinas y marismas de marea en Andalucía. Para ello se realizará una cartografía y caracterización de hábitats y una serie de muestreos para la evaluación de los stocks y flujos

de carbono asociados a ecosistemas de praderas de fanerógamas marinas y marismas. Con estos datos se realizará el cálculo de los stocks y flujos de carbono de las praderas de Posidonia y otras fanerógamas marinas y marismas en Andalucía.

2. Evaluar los servicios ambientales que estos hábitats generan relacionados con la mitigación frente al cambio climático. Para ello se elaborará una valoración económica del Carbono Azul de Andalucía.

3. Explorar e impulsar las iniciativas que ya existen para la financiación de proyectos de conservación y restauración de hábitats-sumideros de carbono azul dentro de políticas para la mitigación y adaptación al cambio climático, con especial atención a los mercados de compensación de emisiones.

4. Crear los instrumentos necesarios que permitan en la práctica incluir a estos proyectos de conservación en dichos mercados. Se pretende redactar un estándar andaluz de certificación de créditos de carbono, desarrollar un manual para la generación y financiación de proyectos de conservación y restauración de hábitats sumideros de carbono azul y un Catálogo de proyectos de compensación de emisiones.

5. Formación, divulgación y puesta en red. Estas acciones irán encaminadas a elaborar una cartera de proyectos para la conservación y regeneración de hábitats sumideros de carbono Azul en Andalucía.

BLUE NATURA medirá los flujos y reserva de carbono de las marismas de marea y praderas de fanerógamas marinas de Andalucía y permitirá conocer la potencial contribución de estos ecosistemas a los objetivos de la UE relacionados con el cambio climático.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se pretenden alcanzar buenas estimas de los stocks y flujos de carbono hacia el sumidero de Posidonia oceanica en Andalucía; de los stocks y flujos de carbono hacia el sumidero de fanerógamas marinas vivaces en Bahía de Cádiz, El Estrecho y Marismas del Odiel; y de los stocks y flujos de carbono hacia el sumidero de marismas en Bahía de Cádiz y Marismas del Odiel. Asimismo, se evaluarán los servicios ambientales de mitigación frente al cambio climático generados por estos hábitats sumidero.

Se seleccionarán áreas objetivo para la definición de proyectos de conservación y revegetación de las zonas con mayor valor/ más amenazadas y se construirán modelos que permitan describir la dinámica intrínseca de estos sumideros, entre otros parámetros, su capacidad, tiempo y potencia máximos de acumulación, o la tasa neta de liberación de CO₂ en caso de destrucción del hábitat.

Se van a desarrollar herramientas para permitir la implementación de estrategias de conservación de estos sumideros mediante los mercados regulados/voluntarios de compensación de emisión de gases, como el estándar andaluz de verificación de créditos de carbono generados por proyectos de compensación de emisiones basados en la conservación o revegetación de Posidonia oceanica. La Junta de Andalucía dispone ya de un anteproyecto de Ley de cambio climático que en su artículo 31. Incluye la posibilidad de compensar emisiones de gases invernadero a través de la ejecución de proyectos de conservación de sumideros de carbono azul, por lo que el proyecto se plantea como objetivo crear todas las herramientas e instrumentos necesarios para posibilitar la inclusión de dichos proyectos en el catálogo del SACE: Sistema

Andaluz de compensación de emisiones de CO₂ cuyo desarrollo se contempla tb en la citada ley.

Además el proyecto quiere impulsar la discusión para la aplicación de estos instrumentos en el mercado internacional de compensación de emisiones.

Se generará una red de confianza que asegure la implicación de las empresas y administraciones en el mercado del carbono, lo que asegurará a medio plazo la reducción de emisiones mediante la protección de los mejores sumideros de carbono azul en nuestro territorio.

Por último, el proyecto sentará las bases para nuevas asociaciones vinculando a las comunidades locales para que participen y se beneficien de esquemas de pago y compensación y a asociaciones público-privadas que tengan el objetivo mejorar la conservación de humedales costeros y praderas marinas, incluyendo por ejemplo, los objetivos de conservación de sumideros y control de emisiones en los instrumentos de planificación ambiental de los espacios protegidos.

El proyecto contribuirá al mejor conocimiento de los hábitats sumidero praderas de fanerógamas y marismas, su caracterización, estado de conservación y evolución en las próximas décadas.



Fig.1. Imagen del proyecto Life Blue Natura (LIFE2014/CCM/ES000957)

AGRADECIMIENTOS

El Proyecto LIFE BLUENATURA es un proyecto europeo, coordinado por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía.

En el proyecto Life Blue Natura participan las entidades Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía (AMAYA), CSIC-CEAB, UICN-Med y Asociación Hombre y Territorio (HyT). La duración del proyecto LIFE es de 4 años, desde 2015 hasta 2019, ambos inclusive. El proyecto, cuenta con un presupuesto global de 2.513.792 €, está financiado por el programa europeo LIFE y cofinanciado por CEPESA.

REFERENCIAS

- 1-Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L., Grimsditch, G. (Eds). 2009. Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, www.grida.no
2. Marbà, N., Díaz-Almela, E., and Duarte, C. M. (2014). Mediterranean seagrass (Posidonia oceanica) loss between 1842 and 2009. Biol. Conserv. 176, 183–190.

Maduración y desove a corto plazo del atún rojo en granjas de engorde

Antonio Medina¹, Guillermo Aranda¹, Silvia Gherardi¹, Agustín Santos¹, Begonya Mèlich² & Manuel Lara²

¹ Universidad de Cádiz, Departamento de Biología (Zoología), Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Campus de Excelencia Internacional del Mar (CEI-MAR), 11510 Puerto Real, Cádiz, Spain

² Grup Balfegó, Pol. Ind. edifici "Balfegó", 43860 - L'Ametlla de Mar, Tarragona, Spain

RESUMEN

En la actualidad, las granjas de atún rojo distribuidas a lo largo del Mediterráneo absorben más del 60% del total de la cuota establecida por ICCAT para la población oriental de la especie. La cantidad de huevos fértiles liberados por los stocks mantenidos en cautividad puede ser muy significativa y, por consiguiente, merecedora de consideración con vistas a la evaluación del impacto de las instalaciones de engorde de atún en el ecosistema y a la evaluación de la biomasa del stock. Por otra parte, las granjas se pueden convertir en una fuente de suministro de huevos para el desarrollo experimental del cultivo de atún rojo. La capacidad reproductora de stocks de atunes sometidos a engorde en cautividad fue estudiada mediante análisis histológico en una granja localizada en la costa de L'Ametlla de Mar (Girona) entre los años 2012 y 2015. El estudio histológico evidenció la existencia de puestas ya desde la siguiente temporada reproductora posterior a la captura. El desove tuvo lugar desde principios de junio hasta finales de julio, coincidiendo con la estación natural de puesta, a temperaturas superficiales que oscilaron entre ~20°C y ~27°C. La fracción estimada de hembras que se encontraban en puesta fue inferior a la observada en las zona de desove del Mediterráneo occidental, si bien la fecundidad media relativa por evento de puesta (fecundidad relativa de lote) fue similar a la registrada en peces salvajes (entre ~40 y ~50 huevos g⁻¹ de peso corporal).

INTRODUCCIÓN

Desde los años 90, el engorde y engrase de atún rojo en jaulas "offshore" se ha convertido en una actividad de gran rentabilidad económica que depende por completo de la captura de peces salvajes mediante arte de cerco. Los atunes mantenidos en cautividad experimentan deficiencias fisiológicas que se traducen en una reducción muy notable de la capacidad reproductora. Sin embargo, el tratamiento con implantes cargados con agonistas de la gonadotropina (GnRHa) ha resultado ser eficaz para que los atunes recuperen la capacidad de madurar y producir gametos fértiles [1]. La observación de conductas reproductoras y desoves por parte de buceadores de granjas de engorde, junto con el hallazgo de folículos postovulatorios en muestras de ovarios de peces sacrificados en jaulas comerciales, nos animó a investigar el estado reproductor y la capacidad de puesta de los atunes sometidos a engorde en granjas comerciales.

Aparte del impacto directo causado por la pesca sobre las poblaciones salvajes, el número creciente de instalaciones de engorde de atunes puede tener implicaciones ecológicas importantes que son aún desconocidas. Concretamente, la capacidad de producción de huevos de los stocks de reproductores de atún rojo mantenidos en granjas debería ser tenida en cuenta con vistas a mejorar nuestra percepción del impacto potencial de la industria de engorde de atún. Es probable que las larvas eclosionadas de los huevos procedentes de las granjas crezcan y se sumen a los juveniles nacidos salvajes que se alimentan cerca de costa en el Mediterráneo. Teniendo en cuenta el elevado número

de atunes rojos del stock oriental destinados a engorde en jaulas (superior al 60% del total de la cuota de la especie), el escape de individuos de las granjas en fase de huevo puede tener un impacto significativo en el ecosistema, afectando también al reclutamiento y, por consiguiente, influyendo en la dinámica poblacional del atún rojo en el Mediterráneo. En este estudio, hacemos una valoración del rendimiento reproductor de atunes rojos mantenidos en jaulas mediante análisis histológico gonadal durante la época del desove. Acoplando de forma adecuada a las jaulas de engorde sistemas eficaces de recolección de huevos, las granjas de atún rojo del Mediterráneo proporcionarían un importante suministro de huevos para la acuicultura de la especie, actualmente en desarrollo experimental.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los atunes estudiados fueron capturados por la flota de cerco en el Mar Balear en junio de 2010, 2012, 2013, 2014 y 2015. A continuación, fueron remolcados en jaulas flotantes hasta las instalaciones de la granja, localizada en L'Ametlla de Mar (Tarragona) a unas 2.5 millas de costa. Las jaulas de almacenamiento eran de forma circular (50 m de diámetro por 30 m de profundidad), y estaban ancladas en aguas de una profundidad total de 50 m.

Los muestreos se efectuaron dependiendo de la demanda del mercado. La pesca se llevó a cabo en las primeras horas

de la mañana. A medida que iban siendo cosechados, se tomaron los datos de peso corporal total y longitud furcal recta de todos los ejemplares estudiados. Se procesaron para análisis histológico todas las gónadas de los individuos muestreados entre finales de mayo y agosto de 2012, 2013, 2014 y 2015, con objeto de cubrir suficientemente la época reproductora natural del atún rojo en el Mediterráneo occidental [2]. Tras ser pesadas las gónadas, de la parte central de una de ellas se extrajo una porción de tejido que fue a continuación convenientemente tratada para la inclusión en parafina.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores del índice gonadosomático de las hembras en estado de puesta resultaron ser ligeramente inferiores a los observados en ejemplares salvajes muestreados en la zona de puesta del Mediterráneo occidental [3],[4]. El análisis histológico demostró que los atunes rojos capturados mediante cerco y mantenidos en jaulas de engorde son capaces de realizar el desove ya desde el año siguiente a la captura, incluso si la granja se encuentra relativamente alejada de la zona natural de puesta. Sin embargo, la fracción de hembras en fase de puesta en las jaulas fue sensiblemente menor que en condiciones normales. Se observaron evidencias histológicas de desove entre primeros de junio y finales de julio aproximadamente, periodo que encaja con las fechas en que tiene lugar el pico de la actividad reproductora en la zona de puesta [2],[5]. A partir de mediados de julio, comienza una reabsorción sustancial de ovocitos, la cual culmina con el agotamiento de los ovarios en agosto. Este patrón temporal concuerda bien con la dinámica migratoria revelada por experiencias de marcado electrónico en la región [6]. El desove tuvo lugar a temperaturas superficiales del agua de entre 20°C y 27°C aproximadamente, observación que apoya los resultados de otros estudios que indican que la puesta del atún rojo puede ocurrir a temperaturas claramente inferiores a la actualmente asumida de alrededor de 24°C [5].

La fecundidad relativa por evento de puesta (n° medio de huevos producidos en una puesta por gramo de peso corporal) no resultó ser dependiente de la talla del pez, por lo que se puede concluir de forma general que todos los peces del stock reproductor contribuyen igualmente, en proporción a su peso, al número de huevos producidos durante la época de puesta. Por consiguiente, la producción diaria de huevos del stock puede ser estimada fácilmente a partir de los datos de la biomasa almacenada en las jaulas, el cociente de sexos, y las estimas de fracción de puesta y fecundidad relativa. Por ejemplo, si en condiciones de cautividad la proporción de hembras en estado de puesta de un stock es de 0.4, asumiendo una fecundidad relativa por lote de 50 huevos g^{-1} , una relación de sexos de 1:1, y tamaños semejantes de machos y hembras, una jaula que contenga 100 t de atunes reproductores llegaría a producir ~1000 millones de huevos al día. Para una estima fiable de la producción anual de huevos en una granja de atún rojo se necesitarían datos precisos sobre la duración media del periodo individual de puesta, que aún se desconoce en ambientes en cautividad. Los avances recientes en análisis genéticos son prometedores en la generación de información que arroje nueva luz en la determinación de

parámetros reproductores claves, tales como la duración individual del periodo de puesta y la frecuencia de puesta.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (proyecto AGL2014-52003-C2-1-R) y la Junta de Andalucía (proyecto RNM 733). Los autores agradecen la inestimable colaboración de los propietarios y plantilla del Grup Balfegó, sin cuya ayuda el trabajo no habría sido posible.

REFERENCIAS

- 1 - Mylonas CC, Bridges CR, Gordin H, Belmonte Ríos A, García A, de la Gándara F, Fauvel C, Suquet M, Medina A, Papadaki M, Heinisch G, de Metrio G, Corriero A, Vassallo-Agius R, Guzmán JM, Mañanós E, Zohar Y (2007) Preparation and administration of gonadotropin-releasing hormone agonist (GnRHa) implants for the artificial control of reproductive maturation in captive-reared Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus thynnus*). *Rev. Fish. Sci.*, 15:183-210.
- 2 - Heinisch G, Corriero A, Medina A, Abascal FJ, de la Serna JM, Vassallo-Agius R, Belmonte A, García A, de la Gándara F, Fauvel C (2008) Spatial-temporal pattern of bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L. 1758) gonad maturation across the Mediterranean Sea. *Mar Biol.*, 154:623-630.
- 3 - Medina A, Abascal FJ, Megina C, García A (2002) Stereological assessment of the reproductive status of female Atlantic northern bluefin tuna during migration to Mediterranean spawning grounds through the Strait of Gibraltar. *J. Fish. Biol.*, 60:203-217
- 4 - Medina A, Abascal FJ, Aragón L, Mourente G, Aranda G, Galaz T, Belmonte A, de la Serna JM, García S (2007) Influence of sampling gear in assessment of reproductive parameters for bluefin tuna in the western Mediterranean. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 337:221-230.
- 5 - Gordo A, Carreras G (2014) Determination of temporal spawning patterns and hatching time in response to temperature of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the western Mediterranean. *PLoS ONE*, 9(3):e90691.
- 6 - Aranda G, Abascal FJ, Varela JL, Medina A (2013) Spawning behaviour and post-spawning migration patterns of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) ascertained from satellite archival tags. *PLoS ONE*, 8(10):e76445.

Propuesta de una metodología para la caracterización eco-sedimentológica de playas en El Cabo de Santa Pola (Alicante)

Clara Megías¹, Hugo A. Corbí², Alfonso A. Ramos-Esplá^{3,4}, Andrés Izquierdo-Muñoz⁴, Esther Rubio^{3,4}, Antonio Abellán⁵ & Adrián Riquelme⁶

1. Grado en Ciencias del Mar (Universidad de Alicante) (cmb51@alu.ua.es)

2. Departamento de Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente, Universidad de Alicante, Apdo. Correos 99, San Vicente del Raspeig, 03080 Alicante, España (hugo.corbi@ua.es)

3. Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante, Apdo. Correos 99, San Vicente del Raspeig, 03080 Alicante, España (alfonso.ramos@ua.es)

4. Centro de Investigación Marina de Santa Pola (CIMAR), Universidad de Alicante-Ayuntamiento de Santa Pola (cimar.ua.es)

5. Scott Polar Research Institute, Geography Department, University of Cambridge

6. Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Alicante, Apdo. Correos 99, San Vicente del Raspeig, 03080 Alicante, España (ariquelme@ua.es)

RESUMEN

Los arribazones de *Posidonia oceanica* son un fuerte freno de la erosión costera al proteger las playas de la retirada de sedimento en eventos de tormenta. Además, debido al aporte extra de carbono en un sistema arenoso, permiten la estructuración ecológica de la propia playa, fomentando el asentamiento de especies de invertebrados asociadas a aquellos. En dichas playas existe una variación estacional del volumen de la arena, que se puede estudiar anualmente. Por tanto, en este estudio, de vertiente eco-sedimentológica, se proponen metodologías, aplicadas en dos pares de playas de diferentes dimensiones, para estudiar la variación de dicho volumen mediante la monitorización y levantamiento de perfiles de terreno, así como el tipo de fauna y sedimento de las playas de menor tamaño en las que no fueron retirados los arribazones, con la diferencia que en la más pequeña de ellas no se removió la arena durante el invierno. Los resultados preliminares del muestreo de fauna de invertebrados, indican un gradiente de distribución de ejemplares obtenidos en la playa en la que no fue removida la arena, siendo el orden Amphipoda el más abundante en el estrato del arribazón en zona de rompiente del oleaje.

INTRODUCCIÓN

Posidonia oceanica forma estructuras morfológicas gracias a los arribazones, que contribuyen a la estabilidad de las playas evitando que se retire sedimento arenoso en eventos de tormenta y frenando la erosión costera al aumentar la superficie del terreno. Por otro lado, debido a la fuente de carbono que suponen en un sistema arenoso, contribuyen a la estructuración de la fauna de invertebrados [1].

En este trabajo se plantea una metodología de doble vertiente ecológica y sedimentológica, para la caracterización y análisis comparativo de la influencia de los arribazones de *P. oceanica* en la estabilidad sedimentaria y estructuración ecológica de la propia playa. Con este propósito, se eligieron dos pares de playas del entorno de El Cabo de Santa Pola (Alicante): dos de gran longitud (282 m, Calas Santiago Bernabéu) y dos de tamaño medio (68 y 97 m, Calas Cuartel). Las playas de tamaño medio se ubican al este de El Cabo de Santa Pola, y las playas de mayor longitud, hacia el este de la ciudad de Santa Pola. En la playa de 68 m, situada hacia el sur, los arribazones permanecieron intactos durante el invierno,

mientras que en la de 97 m, localizada al norte, fueron removilizados de forma constante en dicho periodo.

El objetivo de esta comunicación es mostrar la metodología seguida para el estudio integrado de dichas playas. Esta investigación se encuentra en una fase embrionaria, por lo que se presentarán los resultados preliminares obtenidos en las primeras campañas de muestreo y toma de datos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Propuesta de metodología integrada eco-sedimentaria:

Con el propósito de monitorear y establecer la variación anual de volumen de arena y superficie de las cuatro playas, se planteó una metodología distinta en función de la superficie de cada par de playas. Para las playas de tamaño medio, se han empleado dos técnicas: a) "Structure-from-Motion (SfM)", que permite elaborar un modelo tridimensional de gran precisión en cada playa, a través de

un amplio conjunto de fotografías de alta resolución [2] [3], y b) empleo de sensor LiDAR (Leica C10 con uso de dianas de 6'' para el registro) para adquisición de datos 3D de alta resolución. Las fotografías empleadas para la técnica SfM fueron obtenidas utilizando dos estrategias distintas: por un lado mediante una cámara reflex NIKON 3100, y por otro lado, usando una cámara integrada en un Vehículo aéreo no tripulado (Dron Phantom DJI 3 Advanced). La campaña de adquisición de datos con el láser escáner consistió en 8 estacionamientos, que se registraron con 3 dianas de 6''. En paralelo, en las playas de mayor tamaño, se han realizado perfiles topográficos perpendiculares a la línea de costa en tres secciones distintas, mediante levantamiento clásico con mira topográfica y nivel de abney [4].

En lo referente a la caracterización ecológica, se ha planteado, por un lado, analizar la variación anual del sedimento de dichos arribazones, y por otro lado, caracterizar la fauna de invertebrados asociada a aquellos. La extracción del sedimento se ha basado en el uso de tubos cilíndricos ("cores") de igual tamaño (4 cm diámetro x 25 cm de alto), que permiten ser introducidos en el sedimento. Se recogieron dos muestras de sedimento en cada playa a la altura de los arribazones, con la ayuda de los "cores", tomándose 4 réplicas temporales entre el 29 de octubre de 2015 y el 25 de febrero de 2016, que se mantuvieron congeladas hasta su posterior procesamiento.

La obtención de la fauna de invertebrados se ha realizado en horario nocturno en invierno de 2016, mediante la metodología de captura por caída, sirviéndose de trampas estandarizadas (9.8 cm de diámetro x 10.5 de alto), introducidas en el sedimento de 5 estratos litorales paralelos a la línea de costa de sendas playas [5]. Los estratos se definieron por la presencia de arribazones: (1) arribazón en zona de rompiente, (2) piso mediolitoral, (3) arribazón formado por restos de antiguas tormentas, (4) piso supralitoral y (5) límite superior de arena, siendo la distancia entre ellos diferente en cada playa. Se tomaron 5 réplicas en cada estrato, separadas una distancia de 5 m. Las muestras se conservaron en alcohol para su posterior clasificación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se describen los resultados preliminares derivados de la metodología del estudio ecológico de este trabajo. Además del propio estudio principal, se realizó un pequeño estudio piloto para comprobar el efecto de cebar las trampas de caída con trozos de pescado (*Sardina pilchardus* y *Scomber scombrus*), no mostrando diferencias respecto a las trampas sin cebo, por lo que se realizaron los posteriores muestreos sin cebo. En ellos, la mayor densidad de individuos corresponde a la playa de 68 m. En dicha playa se obtuvieron 429 individuos totales en 22 trampas, y en la playa de 97 m, 48 individuos en 10 trampas, suponiendo un 88% y un 40% del total de trampas, respectivamente. En ambos casos, el mayor número corresponde a crustáceos del orden Amphipoda, que aparecen en mayor cantidad en el estrato del arribazón de la zona de rompiente. En la playa de 68 m, los anfípodos suponen un 98% del total, seguido de insectos del orden Coleoptera (1.6%), quelicerados del orden Araneae (0.23%) y crustáceos del orden Isopoda (0.23%). Los

anfípodos se distribuyen en los tres estratos con arribazón, mientras que los coleópteros en los dos sin arribazón, mostrando un gradiente de distribución, en el que se observa una disminución progresiva de individuos hasta el límite superior de arena. En la playa de 97 m, el orden Amphipoda supone un 87.5% del total, seguido del orden Coleoptera (6.25%), larvas Coleoptera (4.17 %) e insectos del orden Dermaptera (2.08%), no observándose un patrón definido de distribución, puesto que la disminución y distribución de individuos desde la zona de rompiente hasta el límite superior de arena, no se muestra de manera homogénea.

El estudio ecológico comparativo ha permitido obtener un gradiente de distribución de fauna de invertebrados en la playa en la que la arena no fue removida, así como un elevado porcentaje en densidad de individuos. Esto sugiere que dicha playa ha podido lograr una estabilización natural en el período invernal en el que no fue sometida a ningún proceso de retirada de arena, realzando la importancia de los arribazones de *P. oceanica* como componente imprescindible de recuperación de la dinámica ecológica natural de las playas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha desarrollado en el marco del proyecto de investigación GRE14-05 de la Universidad de Alicante. Los autores agradecen a Iván Martín, la cesión temporal del Dron Phantom DJI; a Raúl Mendoza, la contribución al material fotográfico; al ayuntamiento de Santa Pola, la conservación de los arribazones de *P. oceanica*; al Centro de Investigaciones Marinas de Santa Pola, el uso de sus instalaciones; y a Francisco Asensio Montesinos, la ayuda durante las campañas de adquisición de datos.

REFERENCIAS

- 1 - Colombini I, Mateo MA, Serrano O, Fallaci M, Gagnarli E, Serrano L & Chelazzi L, 2009. On the role *Posidonia oceanica* beach wrack for macroinvertebrate of a Tyrrhenian sandy shore. *Acta Oecol.* 35:32-44.
- 2 - Westoby MJ, Brasington J, Glasser NF, Hambrey MJ, & Reynolds JM, 2012. Structure from Motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology*, 179:300-314.
- 3 - James MR & Robson S, 2014. Mitigating systematic error in topographic models derived from UAV and ground-based image networks. *Earth Surface Processes and Landforms.*, 39:1413-1420.
- 4 - Cambers C & Ghina F, 2007. Introducción a Guardarenas: Una herramienta educativa para el desarrollo sustentable. *Doc. Regiones costeras e islas pequeñas*, UPRSGCP-UNESCO, 92:23-71.
- 5 - Deidun A, Saliba S & Schembri PJ, 2009. Considerations on the ecological role of wrack accumulations on sandy beaches in the Maltese Islands and recommendations for their conservation management. *J. Coastal Res.*, 56: 410-414.

Spatial and temporal structuring of bacterial diversity along the planktonic particulate matter size continuum

Mireia Mestre, M. Montserrat Sala & Josep M Gasol

Department of Marine Biology and Oceanography, Institut de Ciències del Mar, ICM-CSIC. Pg Marítim de la Barceloneta 37-49, E08003 Barcelona, Catalunya, Spain

ABSTRACT

Depending on their relationship with the pelagic particulate matter, planktonic prokaryotes have traditionally been classified into two types of communities: free-living (FL) or attached (ATT) to particles, and are generally separated using only one pore-size filter in a differential filtration. However, particulate matter in the oceans appears in a continuum of sizes. Here we separated this continuum into 6 discrete size-fractions, sized from 0.2 to 200 μm , and described prokaryote diversity in each fraction. Samples were taken in 3 distinct oceanographic projects, which focused on spatial and temporal variability at distinct scales, including depths of 4,000 m, thus sampling the still poorly-known bathypelagic ocean. Overall, each size fraction presented different bacterial communities, supporting the idea that they contained distinct types of particles. An increase in richness was observed from the smallest to the largest size-fractions, suggesting that increasingly larger particles contribute with new niches. Based on our results, we propose an alternative to the dichotomy of FL or ATT lifestyles in which we differentiate the taxonomic groups with preference for the smaller fractions, those that do not show preferences for small or large fractions, and those that preferentially appear in larger fractions. The increase of richness with the size fraction and the preference of some taxa for specific size-fractions were constant along time, along a coastal-ocean transect and in surface-depth profiles. The only exceptions were bathypelagic waters (4,000 m), where richness decreased with the size-fraction, something that we associate to the low quality of the organic matter of deep-ocean particles. This special case highlights the particularity of the bathypelagic ecosystems.

INTRODUCTION

Particulate matter in the oceans appears in a high variety of types, and in a continuum of sizes from truly dissolved to visible macroaggregates [1, 2]. This continuum is dynamic and patchy and can present hot-spots of microbial activity [1]. Depending on their relation with the particulate matter present in the environment, planktonic microorganisms have traditionally been classified into 2 types of communities: free-living (FL) or attached (ATT).

Considering that the biogeochemical role of prokaryotes in the microbial food web depends strongly on the size, quantity and quality of the suspended particles [3, 4], current studies should perhaps deviate from the traditional dichotomy of ATT vs. FL communities and take into account the variety of sizes and complexity of organic and inorganic structures that can be found in the water column and that might serve as prokaryotic niches.

In order to test this idea, we analyzed marine bacterial communities in different size fractions, ranging from the purely FL to particles up to 200 μm . The microbes were collected by serial filtration on 6 filters of decreasing pore-sizes and samples were taken in 3 distinct oceanographic projects that allowed us to describe their temporal and spatial variability at distinct scales.

MATERIALS & METHODS

Data consisted of 3 sets of samples: The first set of samples was collected monthly in a seasonal survey from June 2011 to June 2013 at the Blanes Bay Microbial Observatory (BBMO, www.icm.csic.es/bio/projects/icmicrobis/bbmo/). The second set of samples was collected in an oceanographic transect from coastal to offshore waters in the NW Mediterranean sea, during the NEMO cruise, in May 2012. The third set of samples was obtained during the Malaspina 2010 Circumnavigation Expedition, and corresponds to various depths in eight different sampling stations globally distributed across the world's oceans.

For DNA analysis, a total of 10 L were filtered sequentially through 20, 10, 5, 3, 0.8 and 0.2 μm pore-size polycarbonate filters (20 μm filter from GE Water & Process Technologies (Trevose, USA), and the rest of the filters from Millipore (Billerica, USA)), using a peristaltic pump at very low speed and pressure. The filters were stored immediately at -80°C until extraction. The size-fractions were defined as: 0.2-0.8; 0.8-3.0; 3.0-5.0; 5.0-10; 10-20 and 20-200 μm .

After DNA extraction, hypervariable 16S tags were PCR amplified and sequenced by 454 GS FLX+ or Illumina. Bioinformatic analyses were performed with QIIME,

MOTHUR and UPARSE. Briefly, reads were quality checked and clustered into OTUs with a 97% similarity threshold. Taxonomic assignment was done using the SILVA Incremental Aligner (SINA v1.2.11). Samples were randomly subsampled to the lowest number of reads present in each set of samples. Statistical analyses and graphs were done in R (www.r-project.org) and JMP software (www.jmp.com).

RESULTS & DISCUSSION

While we observed a decrease in bacterial concentration in larger fractions (94% bacteria in 0.2; 4.9% bacteria in 0.8 μm , and less than 0.5% in the >3 μm size fractions), the Shannon diversity index increased from the smaller to the larger size-fraction (Fig. 1). The larger the size fractions, the less abundant but more diverse the bacterial communities are.

Examining the relative abundances of the various prokaryotic taxonomic groups in the size-fractions (Figure 2), we can observe four different types: (A) taxonomic groups enriched in the 0.2-0.8 μm size-fraction (e.g. SAR11), (B) taxonomic groups enriched in the 0.8-3.0 μm size-fraction, but depleted or absent in the 0.2-0.8 μm (e.g. *Synechococcus* sp.), (C) taxonomic groups that do not present enrichment in relation with the size-fraction (e.g. Actinobacteria), (D) taxonomic groups enriched in the larger size-fractions (e.g. Verrucomicrobia). This classification contributes to characterize the natural history of the different bacterial taxonomic groups in relation with the size distribution of particulate matter present in the environment.

In terms of bacterial community composition, we observed that communities were more variable along the year in larger particles than in smaller particles. The variability of bacterial communities in larger particles is probably linked to the seasonal variation in phytoplankton taxonomic composition. We also observed strong differences in bacterial community composition along surface-depth profiles. Photic vs. aphotic layers presented large differences in community composition and its distribution along the 6 size-fractions. Yet, larger particles were more similar among depths than smaller particles, probably caused by the sinking particles transported along the water column.

Overall, we observed that the increase of richness with the size fraction and the preference of some taxa for specific size-fractions was a pattern general in time and space, both horizontally, along a coastal-ocean transect, and vertically, in surface-depth profiles. The main exception was the bathypelagic layer (4,000 m), where richness decreased with the size-fraction, which suggests a different structure of the bacterial communities in the still poorly-known deep ocean.

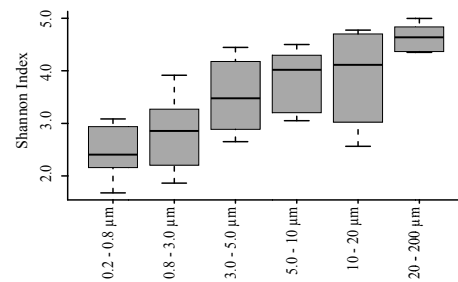


Fig. 1. Shannon diversity index for each size-fraction.

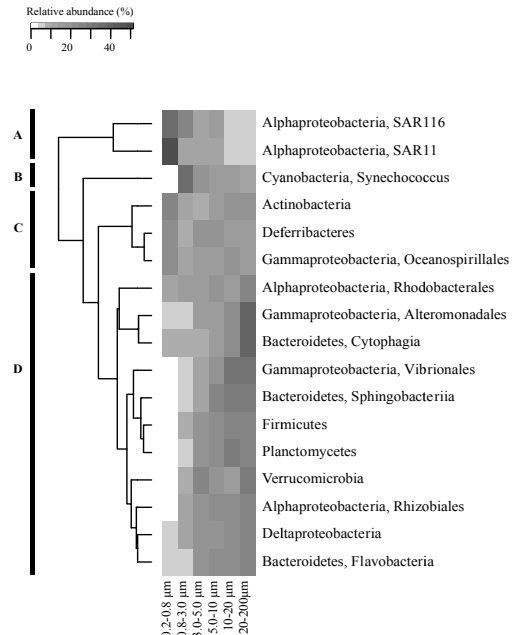


Fig. 2. Heatmap of the relative abundances of individual taxonomic groups among size-fractions. Taxonomic groups were clustered hierarchically by the UPGMA method.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was possible thanks to the projects STORM (CTM2009-09352), ADEPT (CTM2011-23458), HOTMIX (CTM2011-30010), DOREMI (CTM2012-34294) and MALASPINA (CSD2008-00077) funded by the former Ministry of Science and Innovation and the Ministry of Economy and Competitiveness. M. Mestre was supported by a JAE-Predoc Grant and Ministerio de Empleo y Seguridad Social.

REFERENCES

- 1-Azam F, Smith DC, Steward GF, Hagström A, 1993. Bacteria-organic matter coupling and its significance for oceanic carbon cycling. *Microb Ecol* 28:167-179.
- 2-Verdugo P, Alldredge AL, Azam F, Kirchman DL, Passow Uta, Santschi PH, 2004. The oceanic gel phase: a bridge in the DOM-POM continuum. *Mar Chem* 92: 67-85.
- 3-Malfatti F, Azam F, 2009. Atomic force microscopy reveals microscale networks and possible symbioses among pelagic marine bacteria. *Aquat Microb Ecol* 58: 1-14.
- 4- Grossart HP, 2010. Ecological consequences of bacterioplankton lifestyles: changes in concepts are needed. *Environ Microbiol Rep* 2: 706-14.

Biodegradation of Polypropylene by Marine-Derived Fungi at Laboratory Scale

Roberto Mioso¹, Irma Herrera Bravo de Laguna² & Francisco Javier Toledo Marante³

¹ Department of Biochemistry, Federal University of Pernambuco, Recife, Pernambuco, 50670-901, Brazil.

² Department of Biology, University of Las Palmas de Gran Canaria, Gran Canaria 35017, Spain.

³ Department of Chemistry, University of Las Palmas de Gran Canaria, Gran Canaria 35017, Spain.

ABSTRACT

This study investigated the capacity of two marine-derived fungal strains, which were grown in liquid-surface fermentation, to degrade plasticizers from polypropylene containers. *Paecilomyces variotii* (PM-001) and *Penicillium roqueforti* (PA-002) were grown for 12 days under hypersaline liquid-surface fermentation, with polypropylene commercial storage boxes being used as the fermenters. The biodegradation experiment was conducted in a modified KMV broth. Bis(2-ethylhexyl)-phthalate (BEHP), a common chemical additive, was identified as the only plasticizer in the culture containers used. It was observed that *P. roqueforti* was able to transform BEHP into diethyl- and dibutyl- phthalates, while *P. variotii* transformed BEHP into diethyl-, bis(2-methylpropyl)-, dibutyl-, bis(4-methylpentyl)-, dihexyl-, and dioctyl- phthalates. BEHP was not detected in either mycelium after the incubation period. The results suggest that *P. roqueforti* and *P. variotii* are highly efficient in degrading the BEHP plasticizer and can be used for bioremediation of polypropylene wastes. Therefore, efficient biotic degradation of polypropylene by marine-derived fungal strains could provide eco-friendly alternatives for degrading plastic additives, as well as leading to advances in the research and development of bioremediation strategies.

Caracterización del crecimiento foliar de praderas de *Posidonia oceanica* sometidas a diferentes niveles de degradación

Margalida Monserrat Barceló, Candela Marco Méndez, Yolanda Fernández Torquemada

Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada (Universidad de Alicante)

RESUMEN

En el Mediterráneo las praderas de *Posidonia oceanica* constituyen un ecosistema singular desde el punto de vista ecológico, así mismo, se trata de una especie muy sensible a los cambios ambientales, y su pérdida de hábitat ha sido comúnmente atribuida a diversas actividades humanas [1]. Las praderas de *Posidonia oceanica* del norte de la Bahía de Alicante se hallan sometidas a múltiples impactos, entre los que se incluye desde la influencia de la propia ciudad y de su puerto, hasta los efectos de la pesca de arrastre, el fondeo de grandes embarcaciones, el vertido de aguas residuales e industriales o la descarga de hidrocarburos; mientras que en la zona sur se encuentran mucho mejor conservadas gracias a la creación de la Reserva Marina de Tabarca. A pesar de las clasificaciones de las localidades realizadas con anterioridad, el análisis ANOVA muestra un crecimiento significativamente mayor en Tabarca Arenales y Desaladora, siendo estas las localidades con mayor radiación solar. Reducciones en la radiación repercuten en una disminución de la fotosíntesis y de la división celular, afectando a la supervivencia de la planta [2].

INTRODUCCIÓN

En el Mar Mediterráneo las praderas de *Posidonia oceanica* constituyen un ecosistema singular. La producción vegetal de estos ecosistemas los sitúa entre los más productivos del bentos marino [2], teniendo un importante papel en la oxigenación de los fondos arenosos [3], una importante concentración de especies de peces de interés pesquero, y gran importancia como exportadoras de biomasa hacia otros ecosistemas [4]. Además, las praderas de *Posidonia* fijan el sedimento y actúan como protección de la línea de costa [3], convirtiéndolas en auténticas trampas de nutrientes [4].

El principal objetivo del presente trabajo es caracterizar el crecimiento foliar de los haces de *Posidonia oceanica* en praderas de la Bahía de Alicante sometidas a diferentes niveles de degradación, teniendo en cuenta que generalmente el crecimiento se modifica como adaptación para la supervivencia de la planta bajo condiciones de estrés.

MATERIAL Y MÉTODOS

El perfil costero de la Bahía de Alicante se caracteriza por una pendiente muy suave, que permite el desarrollo de extensas praderas de *Posidonia oceanica*, afectadas por diversas actividades antrópicas. Las localidades de estudio se sitúan entre 16 y 17 m de profundidad. Su elección se realizó en función del estado de conservación de la pradera de *P. oceanica* [1, 3, 5, 6] (Fig. 1):

-Localidad Postiguet, con estado de conservación de la pradera moderado.

-Localidad Puerto, con un estado de la pradera deficiente.

-Localidad Desalinizadora, con una pradera en estado de conservación malo.

-Localidad Arenales, buen estado de conservación de la pradera.

-Localidad Tabarca, con un estado de conservación muy bueno.

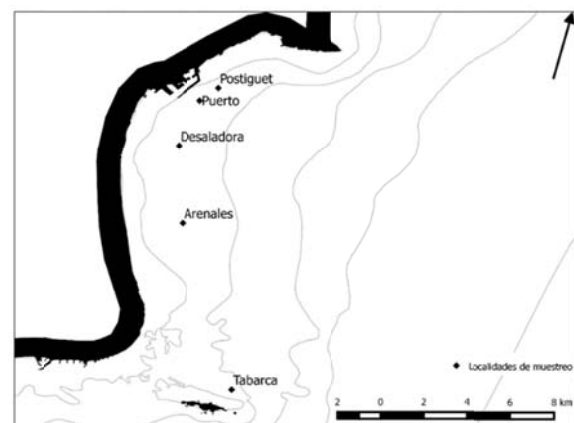


Fig. 1. Situación de las localidades de muestreo en la Bahía de Alicante.

En cada localidad se eligieron 3 sitios al azar. Se marcaron unos 10 haces ortotropos en cada sitio según el método de Zieman modificado (1975). El marcaje de los haces y su posterior recolección (12-13 días después) se realizó

mediante buceo autónomo. Para conocer la cantidad de luz incidente en cada localidad se instalaron unos fotómetros. Para determinar diferencias significativas en el crecimiento foliar de cada haz entre las cinco localidades se realiza un ANOVA de dos factores transformado logarítmicamente, estando el factor sitio anidado en el factor localidad, usando diez réplicas por sitio (n=10 haces) y un alfa de 0.05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los haces de la localidad del Postiguet mostraron un crecimiento foliar significativamente menor respecto a las otras localidades (Fig. 2). Las localidades de la Desaladora, Arenales y Tabarca presentaron un mayor crecimiento foliar, siendo también las localidades donde se detectó una mayor cantidad de irradianza por día y metro cuadrado. La localidad del Puerto tuvo un crecimiento significativamente menor que las localidades de Tabarca y la Desaladora y, junto con Postiguet, fueron las dos localidades que recibieron una menor cantidad de radiación solar.

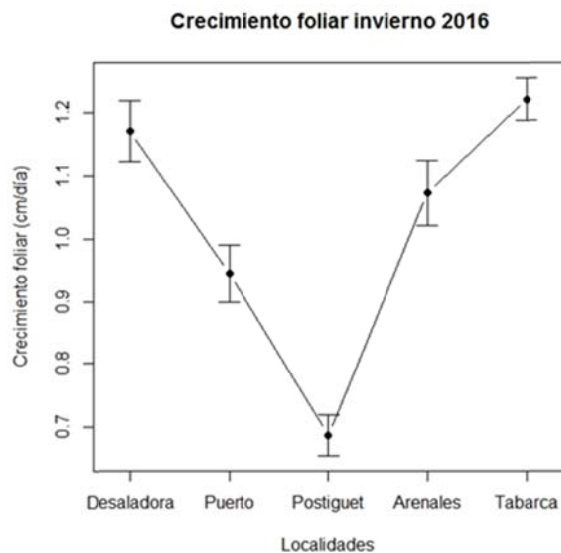


Fig. 2. Crecimiento foliar por haz en cada localidad.

Se ha visto que *P. oceanica* es muy sensible a reducciones de radiación, que repercuten en una disminución de la fotosíntesis y de la división celular [7], pudiendo causar pérdida de hojas y necrosis foliares y afectando su supervivencia [8]. La localidad de la Desaladora podría estar en proceso de recuperación desde que en el año 2006 la planta desaladora empezase a diluir los vertidos de salmuera que se vertían próximos a esa zona. Además, esa localidad se vio afectada por la ampliación del Puerto de Alicante [9], y probablemente sus efectos también estén comenzando a remitir.

La propia estructura de las praderas también puede afectar al crecimiento foliar de éstas. En praderas bien conservadas, con elevadas densidades de haces, se puede crear un efecto de autosombra que reduzca la irradianza que llega a las hojas [10].

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte de un proyecto emergente concedido por la Universidad de Alicante (GRE13-09) y la Generalitat Valenciana (GV/2015/114). J.M. González-Correa, J.A. de la Ossa y R. Castells colaboraron durante los muestreos. J. Bayle ayudó en la redacción del trabajo. También Q. Rosell y P. Holhorea por sus aportaciones.

REFERENCIAS

- 1 - Ramos Esplá, A.A., Aranda López, A., Gras Olivares, D., Guillén Nieto, J.E., Ortiz García, M. 1994. Estudio bionómico de la Bahía de Alicante. Institut d'Ecología Litoral. Ayuntamiento de Alicante.
- 2 - Romero, J. 1985. Estudio ecológico de las fanerógamas marinas de la costa catalana: Producción primaria de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, en las Islas Medes. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- 3 - Ramos-Esplá, A.A. 1984. Cartografía de la pradera superficial de *Posidonia oceanica* en la bahía de Alicante (SE, España). International workshop on *Posidonia oceanica* beds. G.I.S. Posidonie Publications, 57-61.
- 4 - Romero, J., Martínez-Crego, B., Alcoverro, T., Pérez, M. 2007. A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the Water Framework Directive (WFD). *Marine Pollution Bulletin* 55, 196-204.
- 5 - Sánchez-Lizaso, J.L. 1993. Estudio de la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile de la Reserva Marina de Tabarca (Alicante): Fenología y producción primaria. Tesis doctoral. Universidad de Alicante.
- 6 - González-Correa, J.M. 2009. Crecimiento vegetativo y capacidad de recuperación natural de las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Tesis doctoral. Universidad de Alicante.
- 7 - Zhu, J.K. 2001. Plant salt tolerance. *Trends in Plant Science* 6(2), 66-711.
- 8 - Zieman, J.C. 1975. Seasonal variation of turtle grass, *Thalassia testudinum* König, with reference to temperature and salinity effects. *Aquatic Botany* 1, 107-123.
- 9 - Fernández-Torquemada, Y. 2012. Efectos de las variaciones de salinidad sobre angiospermas marinas y su aplicación a los vertidos de plantas desalinizadoras. Tesis doctoral. Universidad de Alicante.
- 10 - Ruiz, J.M., Romero, J. 2001. Effects of in situ experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Ecology Progress Series* 215, 107-120.

Caracterización de los fondos blandos en la Bahía de Alicante (Mediterráneo Occidental)

Salvador Montava¹, Alfonso Ramos Esplá^{1,2}

¹ Universidad de Alicante

² Centro de investigación marina de Santa Pola (CIMAR)

RESUMEN

El conocimiento sobre la composición y distribución de las comunidades bentónicas es de gran interés, ya que se han considerado un elemento clave para los estudios de impacto ambiental. Las comunidades macrobentónicas de fondos blandos se han caracterizado entre los 5 y 30 m de profundidad en la Bahía de Alicante, donde el impacto antrópico está presente. Las biocenosis observadas han sido: i) arenas finas terrígenas (4-6m); ii) arenas fangosas con *Caulerpa prolifera* (9-15m); iii) pradera degradada de *Posidonia oceanica* (24-26m); y iv) detrítico costero (25-26m). Los taxones más abundantes han sido los poliquetos (51.29%), Gastropoda (14.22%), Nemertea (13.26%) y Bivalvia (6.04%). Respecto a la tanatocenosis de moluscos, el grupo más abundante ha sido Gastropoda (51.64%), particularmente en los fondos detríticos.

INTRODUCCIÓN

Las comunidades bentónicas de los fondos blandos están constituidas, principalmente por bivalvos, crustáceos y poliquetos; así como algunos equinodermos situados cerca al límite de la zona submareal [1]. Los organismos de este tipo de sustrato muestran una amplia diversidad de tamaños, alimentación, comportamiento y en especial una amplia respuesta a los factores ambientales [2].

El conocimiento sobre la composición y distribución de las comunidades bentónicas es de gran interés [3,4]; cuyo patrón de distribución se ha abordado tradicionalmente desde la descripción de la composición taxonómica de las asociaciones [5]. Además, los organismos macrobentónicos de sustratos blandos (≥ 1 mm; [6]) son indicadores de perturbaciones humanas y naturales [7].

Entre los diferentes modelos de bionomía bentónica propuestos para el Mediterráneo, Peres y Picard (1964) [8]. Es el más aceptado. El dominio bentónico se divide en los siguientes pisos: i) supralitoral o de salpicaduras; ii) meso o mediofital, oleaje y micromareas; iii) infralitoral, correspondiente a la zona eufótica; y iv) circalitoral, en la zona disfótica. La zona de muestreo en la Bahía de Alicante presenta un gradiente de contaminación de norte a sur, causado por los emisarios de aguas residuales, actividades portuarias y desaladora, muy próximas. Como consecuencia de la presión antrópica, el hábitat original, dominado por praderas de fanerógamas marinas, se ha visto alterado y degradado, incrementando el enfangamiento y apareciendo restos de rizomas muertos de *Posidonia oceanica* [9,10].

El objetivo principal es caracterizar los fondos blandos de la bahía de Alicante, entre 5 y 30m de profundidad. Como objetivos específicos: i) contribuir al conocimiento de la epifauna y la infauna de fondos blandos de este sector del Mediterráneo occidental; ii) caracterizar las comunidades muestreadas, junto con parámetros de la comunidad (riqueza específica, densidad, diversidad y equitabilidad)

entre los hábitats observados (profundidad, tipo de fondo); estudio de la tanatocenosis de moluscos.

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se ha realizado en la Bahía de Alicante (Mediterráneo occidental), al Sur del puerto comercial. El muestreo (06/03/2014), mediante una radial a la costa, y a 5 profundidades diferentes: -5m (estación 1C, arenas finas terrígenas), -10m (2C, arenas fangosas), -15m (3C, arenas fangosas), -20m (4C, pradera de *Posidonia*) y -25m (5C, detrítico costero). En cada estación se realizaron 3 réplicas con cuchara Van Veen (400cm²). Las muestras se tamizaron a bordo, separando el macrobentos (≥ 1 mm) y, posteriormente, en el laboratorio se determinó al menor taxón posible (familia, género, especie).

Los datos (especies, abundancia, estación) han sido tratados con el programa PAST para calcular los diferentes parámetros de la comunidad. Posteriormente se realizaron dos análisis multivariantes (cluster y MDS) con el programa "Primer-5" [11], utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis sin transformación. Y un análisis estadístico de similitud (SIMPER) para determinar que especies eran las que creaban estas diferencias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La composición de especies vivas (12.37% abundancia total) en las 10 estaciones muestreadas, estuvo constituida por 11 grupos taxonómicos. Las clases más abundantes fueron los poliquetos (51.29% de la abundancia total de los organismos vivos), Gastropoda (14.22%), Nemertea (13.26%) y Bivalvia (6.04%), con presencia en casi todas las estaciones.

La tanatocenosis, alta con un 87.63% de los individuos observados, estuvo constituida por conchas de moluscos: Gastropoda (51.64%), Bivalvia (47.02%) y Scaphopoda (1.34%). Las estaciones con mayor abundancia han sido 5C1 y 5C2 que se corresponde con los fondos detríticos

costeros. Según el análisis MDS, se obtuvo un nivel de estrés muy bajo (0.05), lo que refleja una tendencia de agrupación en los pares de estaciones de las profundidades de 15 m (3C) y 25 m (5C) y dos estaciones aisladas correspondiente con las estaciones de menor abundancia de organismos 2C1 (-10m) y 4C2 (-20m).

En el análisis de porcentajes de similitudes (SIMPER), las familias de poliquetos han sido las que más contribuyen a la similitud en cada estación y, también, *Tricolia pullus*, *Tellina tenuis* y *Echinocyamus pusillus* (Tabla 1).

En este estudio, las comunidades del macrobentos en fondos blandos está influenciada por causas naturales y antropogénicas (Del-Pilar Ruso *et al.*, 2007, 2008, 2009,2011) y la profundidad [12.13,14].

Tabla 1. Resultados del SIMPER de las abundancias de los taxones.

PROFUNDIDAD								
5 m			15 m					
SM: 14.08			SM: 42.11					
	AM	P	PA		AM	P	PA	
<i>Tricolia pullus</i>	4	40	40	<i>Nemertea</i> spp.	11	43.75	43.75	
<i>Oweniidae</i> spp.	1.5	20	60	<i>Tricolia pullus</i>	3	18.75	62.5	
<i>Tellina tenuis</i>	1	20	80	<i>Syllidae</i> spp.	2	12.5	75	
<i>Bdellomorpha</i> spp.	1.5	20	100	<i>Nereididae</i> spp.	1	6.25	81.25	
				<i>Paraonidae</i> spp.	3.5	6.25	87.5	
				<i>Cirratulidae</i> spp.	1	6.25	93.75	
10 m			25 m					
SM: 13.33			SM: 37.5					
	AM	P	PA		AM	P	PA	
<i>Eunicidae</i> spp.	2	100	100	<i>Syllidae</i> spp.	5	33.33	33.33	
				<i>Lisidice unicornis</i>	5.5	25	58.33	
				<i>Echinocyamus pusillus</i>	3	16.67	75	
				<i>Onuphidae</i> spp.	1.5	8.33	83.33	
				<i>Cirratulidae</i> spp.	1	8.33	91.67	

La comunidad bentónica que habita en los fondos blandos de la Bahía de Alicante mostró una respuesta similar a la que observaron Pearson & Rosenberg [15] y Rhoads & Germano [16], en los que se analizaron los cambios en las comunidades bentónicas con respecto a un gradiente de perturbación (materia orgánica); y mostraron que las perturbaciones conducen a una menor diversidad de especies e impulsa un aumento de la dominancia de algunas especies, principalmente de poliquetos oportunistas [17]. Al respecto, los poliquetos fueron los dominantes de las comunidades de fondos blandos (*Capitellidae*, *Paraonidae* spp.).

Los análisis mostraron mayores riquezas y abundancias de especies en las comunidades de arenas finas bien calibradas a -5m, comunidades de arenas fangosas a -15m en asociación con *Caulerpa prolifera* o en fondos detríticos enfangados a -25 m y la disimilitud entre todos los tipos de fondos. Las conclusiones del trabajo han sido: i) los poliquetos son los organismos más abundantes en todas las comunidades observadas; ii) las zonas con perturbaciones más altas se observa una reducción de la riqueza taxonómica, abundancia de los organismos y/o la aparición de especies oportunistas; ii) la tanatocenosis de moluscos aporta una información importante acerca de las comunidades presentes en la zona, siendo *Bittium* spp. los más abundantes; iv) la presencia de determinadas especies, como los bivalvos *Nucula pella* y *Corbula gibba* (indicadoras de estrés ambiental), indican que las comunidades están sufriendo cambios.

AGRADECIMIENTOS

Agradecer a las personas del departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada y del CIMAR (Tito, Yoana, Paqui, Vicky, José Jacobo, Marc y Andrés) por ayudarnos en todas las duda.

REFERENCIAS

(1) Lercari D, Defeo O. & Celentano E. 2002. Consequences of a freshwater discharge on the benthic community habitat on an exposed sandy beach. *Mar.Poll.Bull.* 44: 1397-1404.

(2) Rodríguez G. 1972. Las comunidades bentónicas. In: R. Margalef (ed). *Ecología marina*. Fundación La Salle de Ciencias Naturales Ed. Dossat, Caracas: 563-600.

(3) Gray JS & Mirza FB. 1979. A possible method for detecting pollution induced disturbance on marine benthic communities. *Mar.Poll.Bull.* 10: 142-146

(4) Naeem S, Chapin FS, Costanza R, Ehrlich PR, Golley FB, Hooper DU, Lawton, JH, O'Neill RV, Mooney HA, Sala OE, Symstad AJ, & Tilman D. 1999. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Maintaining Natural Life Support Processes. *Iss.Ecol.,Ecol.Soc.Am.* 4: 11.

(5) Bremmer J. 2005. *Assessing ecological functioning in marine benthic communities*. PhD Thesis. University of Newcastle upon Tyne.

(6) Lalli C & Parsons T. 1997. *Biological Oceanography*. Butterworth Heinemann.UK, 314 p.

(7) Thrush SF & Dayton PK 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implication for marine biodiversity. *Ann.Rev.Ecol.Syst.* (33): 449-473.

(8) Peres JM & Picard J. 1964. Nouveau Manuel de Bionomie Benthique. *Rec.Trav.St.Mar.End.* 47 (31): 5-137.

(9) Ramos AA. 1984. Cartografía de la pradera superficial de *Posidonia oceanica* en la bahía de Alicante (SE, España). In: Boudouresque, C.F., de Grissac, J., Olivier, J. (Eds); *Inter. Works. Posidonia oceanica beds*. G.I.S. Posidonie publ.: 57-61.

(10) Fernández-Torquemada Y. 2012. Efecto de las variaciones de salinidad sobre angiospermas marinas y su aplicación a los vertidos de plantas desalinizadoras. PhD. Thesis, Universidad de Alicante.

(11) Clarke K & Warwick R 2001. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. 2nd ed. PRIMER-E. Plymouth, UK.

(12) Del-Pilar-Ruso Y, De-la-Ossa-Carretero JA, Giménez-Casalduero F & Sánchez-Lizaso JL. 2007. Spatial and temporal changes in infaunal communities inhabiting soft-bottoms affected by brine discharge. *Mar. Envir. Res.* 64: 492-503.

(13) Del-Pilar-Ruso Y, De-la-Ossa-Carretero JA, Giménez-Casalduero F & Sánchez-Lizaso JL 2008. Effects of a brine discharge over soft bottom *Polychaeta* assemblage. *Envir. Poll.* 156, 240-250.

(14) Del-Pilar-Ruso Y, De-la-Ossa-Carretero JA, Giménez-Casalduero F & Sánchez-Lizaso JL. 2011. *Polychaeta* distribution pattern on the Valencian Community coast, Spanish Mediterranean. *Cienc. Mar.* 37: 261-270.

(15) Pearson TH & Rosenberg R 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16, 229-311.

(16) Rhoads DC & Germano JD. 1986. Interpreting long-term changes in benthic community structure: a new protocol. *Hydrobiol.* 142, 291-308.

(17) Gray JS, & Elliot M. 2009. Ecology of sediments. From Science to Management. Oxford University Press. New York, 225 pp.

Estudio sobre la anidación y eclosión en hatchery de *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) en las playas de Cambutal (Panamá).

María Montengro¹, Andrés Hidalgo¹, Miguel Martínez² & Gerardo Alvarez¹

¹ Fundación Tortuguías, Ciudad de Panamá.

² Laboratorio de Recursos Genéticos Marinos. Dpto. de Bioquímica Genética e Inmunología. Universidade de Vigo.

RESUMEN

La tortuga Lora, *Lepidochelys olivacea* se encuentra, al igual que el resto de tortugas marinas, dentro de la lista de especies amenazadas de la IUCN. Debido a su importancia dentro del ecosistema marino y su gran interés social, la fundación Tortuguías realizó un proyecto de conservación en la comunidad costera de Cambutal. Se realizaron labores de vigilancia, contabilización de nidos y rastros, medición de hembras nidificantes y traslocación de nidos recientes a hatchery. Tras la eclosión se contabilizó el porcentaje de éxito de la misma para cada nido y se liberaron al mar los neonatos. Al final de la temporada se liberaron un total de 28.553 neonatos. El estudio muestra que la media del largo recto es inferior a la media mundial (66 cm) y a la de países colindantes. En los meses centrales de la temporada de anidación se aprecia un incremento en el total de nidos viables y número de rastros. Igualmente, en el éxito de eclosión se observa un patrón en el que se alcanzan máximos en los meses centrales de la temporada.

INTRODUCCIÓN

La tortuga Lora, *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) es la más abundante de las 5 especies nidificantes en la costa panameña y en general en todo el Pacífico oriental. Se distribuye por las franjas intertropicales del Índico, Atlántico y Pacífico y pese a ser la especie más abundante entre las tortugas marinas se encuentra, al igual que el resto, en la lista de especies amenazadas de la IUCN (International Union for Conservation of Nature). Sus principales amenazas son la colecta de huevos y captura de adultos, la degradación y transformación de las costas, la captura accidental en artes de pesca, el calentamiento global y la contaminación marina [1]. Más allá de la situación de las tortugas marinas como especie emblemática, estas tienen un importante papel ecosistémico, especialmente en el aporte de nutrientes en medios oligotróficos costeros ayudando al sustento de la producción primaria [2], de manera que su conservación se ha convertido en objetivo para diversas fundaciones, ONGs y organismos gubernamentales.

La fundación Tortuguías lleva desde 2010 promoviendo proyectos de conservación de las tortugas marinas. Actualmente bajo el proyecto "*Conservación de tortugas marinas en las playas de anidación de las comunidades costeras de Cambutal y Punta Chame*" se están realizando labores diversas en las playas panameñas de Cambutal y La Cuchilla: control y protección de nidos, traslocación de nidos a hatchery y liberación de neonatos, monitoreo de las poblaciones nidificantes así como de la eficiencia del proceso reproductivo en general. Tareas que además se llevan a cabo integrando, sensibilizando y contratando a la población local, la cual tradicionalmente ha tenido a las tortugas marinas como un recurso nutricional y económico.

En esta comunicación se realiza un resumen de los datos recogidos durante la temporada 2015, referentes a la anidación, eclosión y biometrías. Temporada para la cual el proyecto Tortuguías liberó un total de 28.553 neonatos.

MATERIAL Y MÉTODOS

El proyecto fue llevado a cabo en el complejo formado por las playas contiguas de La Cuchilla y Cambutal (7° 16' 27,664'' N; 80° 29' 22,765'' W), situadas en la costa pacífica de Panamá. El periodo elegido se prolongó desde el mes de julio a diciembre, coincidiendo con el periodo de puesta, el cual coincide a su vez con la estación húmeda. Encuadradas en el proyecto, se llevaron a cabo tareas diarias de patrullaje nocturno (de 21:00 a 2:00) y diurno (de 4:00 a 8:00), en las cuales se realizaron labores de vigilancia, contabilización de nidos y rastros, medición de hembras nidificantes y traslocación de nidos recientes a hatchery. El proceso de incubación controlada se realizó atendiendo al protocolo adecuado para la especie [3]. Tras la eclosión se contabilizó el porcentaje de éxito de la misma para cada nido y se liberaron al mar los neonatos.

Para el tratamiento de datos se realizó el cómputo total mensual de nidos viables (reubicados en su mayoría en la hatchery), rastros (con y sin nido) y nidos robados, estimando además el porcentaje de anidación (Rastros con nido*100/Rastros totales). Se promediaron los datos biométricos de las hembras nidificantes encontradas: ancho curvo, ancho recto, largo curvo y largo recto del caparazón. Se realizaron pruebas de contraste de Kruskal-Wallis o ANOVA para los valores del porcentaje de eclosión, número de huevos por nido y biometrías entre los meses a lo largo del periodo de puesta, para detectar diferencias

inter mensuales. Finalmente se realizó un gráfico de medias y errores estándar con los valores del porcentaje de eclosión, para inferir patrones en la variación del mismo a lo largo de la temporada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores promedios de los ejes biométricos correspondientes a 50 ejemplares medidos fueron los siguientes: Ancho curvo 70,91±4,77 (ancho curvo), 55,02±4,94 (ancho recto), 67,91±4,89 (largo curvo) y 61,95±3,24 (largo recto). No se detectó diferencia de tallas entre los distintos meses (P=0,886). La media del largo recto se aprecia inferior a la media mundial (66 cm) y a la de países colindantes (Colombia: 63,1 cm; Méjico: 63,14 cm, Costa Rica: 65,2 cm) [4], aunque más cercana a estos últimos.

Tabla 1. Resumen mensual de los datos de anidación.

Mes	Reubicados	Saqueados	Rastros sin nido	Rastros	% Anidac
VII	51	12	7	70	90,00
VIII	148	48	12	208	94,23
IX	146	34	13	193	93,26
X	98	25	5	128	96,09
XI	67	25	6	98	93,88
XII	15	18	3	36	91,67
Med	87,50	27,00	7,67	122,17	93,19

Se apreció un incremento en el total de nidos viables (reubicados) así como en los rastros durante los meses centrales de la temporada de anidación. Del mismo modo, el porcentaje de anidación observado fue ligeramente inferior en los meses inicial y final de la temporada (Tabla 1), donde las condiciones de la arena (texturales y térmicas) son menos adecuadas debido a la sequedad. El número de huevos por nido no presentó diferencias significativas a lo largo de la temporada, (P= 0.4381), obteniéndose una media de 94,26 huevos/nido.

El porcentaje de eclosión presentó divergencias inter mensuales significativas (P= 1.324e-07). Nuevamente se aprecia un patrón en el que se alcanzan máximos en los meses centrales de la temporada (Fig. 1). Los conjuntos de datos de desove y anidación llevan asociado un patrón similar donde es apreciable el grado de adecuación de los meses centrales de la temporada húmeda, especialmente en zonas con una estacionalidad tan marcada.

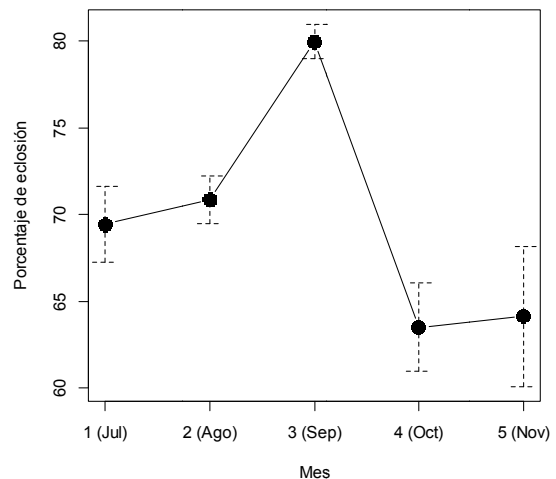


Fig. 1. Porcentajes de eclosión (medias mensuales y desviaciones típicas) a lo largo de la temporada de desove.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a toda la comunidad de Cambutal por su apoyo, en especial al grupo de voluntarios de la comunidad, Tortuagro, que han colaborado activamente en este proyecto. También a Banistmo por su interés en este tipo de proyectos y por confiar en nuestro trabajo.

REFERENCIAS

1 - NOAA, 2014. Olive Ridley Turtle (*Lepidochelys olivacea*). [WWW.Document]. URL <http://www.nmfs.noaa.gov/pr/species/turtles/oliveridley.htm>

2 - Bjorndal, K.A., Jackson, J.B., 2002. Roles of Sea Turtles in Marine Ecosystems: Reconstructing the Past, in: Lutz, P.L., Wyneken, J. (Eds.), *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press, Boca Ratón (Florida), p. 259.

3 - Chacón, D., Sanchez, J., Calvo, J., Ash, J., 2007. Manual para el manejo y la conservación de las tortugas marinas en Costa Rica; con énfasis en la operación de proyectos en playa y viveros. Sistema Nacional de Áreas de Conservación, Ministerio de Ambiente y Energía. Gobierno de Costa Rica, San José, Costa Rica, p. 98.

4 - Michel, R.C., Gastellum, F., Acosta, J., Hazlewood, R., Flores, E., 2006. Biometrics values and nesting seasonality of olive ridleys (*Lepidochelis olivacea*) in Majahuas, Jalisco, Méjico, in: XXIII Annual Symposium on Sae Turtle Biology and Conservation. NOAA, Kuala Lumpur, Malasyia, p. 170.

La mejora de la sostenibilidad de las pesquerías costeras a través del enfoque regional del programa de certificación MSC

Carlos Montero-Castaño¹

¹ Responsable de Pesquerías del Marine Stewardship Council (MSC) para España y Portugal.

RESUMEN

A medida que la sostenibilidad se convierte en un objetivo político y una demanda social, los retos para la gestión adecuada de los recursos naturales aumentan, y la pesca no es ajena a este fenómeno. La sostenibilidad de los recursos pesqueros debe venir regulada por las leyes que rigen la actividad, pero también puede, y es, impulsada por otras herramientas voluntarias. El programa de certificación de pesquerías sostenibles del Marine Stewardship Council (MSC) es una de estas herramientas, actualmente la de mayor reconocimiento y expansión a nivel global. A través de la aplicación de su estándar de pesquerías se han evaluado más de 380 pesquerías en todo el mundo a lo largo de sus 15 años de existencia. No obstante, la necesidad de adaptación a la gran diversidad de pesquerías mundiales, supone un esfuerzo de diseño constante de nuevas herramientas de evaluación que respondan a las distintas realidades pesqueras. Es por ello, que el programa MSC, con el afán de cumplir con su cometido de ser un instrumento global y accesible, ha definido nuevos instrumentos y enfoques, como el marco de análisis de riesgo y el enfoque regional, que permitan a pesquerías costeras, de pequeña escala y pobres en datos acceder al programa de certificación MSC y por tanto a la obtención de su ecoetiqueta azul. En este trabajo se explican estas nuevas herramientas definidas por MSC y particularmente los resultados obtenidos en tres proyectos de enfoque regional en Reino Unido, Australia, Francia y España.

INTRODUCCIÓN

La sostenibilidad se ha convertido en una meta, y al mismo tiempo un motor de cambio de nuestras vidas en los últimos años. Hoy día está aceptado el mandato global de gestionar los recursos naturales en base al principio de precaución y con el objetivo de alcanzar su aprovechamiento sostenible. Sin embargo, la puesta en marcha de acciones específicas para alcanzar este objetivo no es una tarea fácil, y posiblemente los pesqueros son unos de los recursos que presentan más retos para ser gestionados de manera sostenible. La ciencia pesquera ha evolucionado enormemente en los últimos años con el fin de ser capaz de recoger, generar y analizar datos que mejoren la información necesaria para la toma de decisiones de gestión. No obstante, estos esfuerzos se han enfocado primeramente a mejorar el conocimiento y la gestión de las grandes pesquerías comerciales, mientras que las pesquerías costeras continúan enfrentando importantes desafíos.

Por otro lado, en los últimos 15 años han aparecido programas de certificación pesquera y ecoetiquetado, que han pasado a jugar un importante papel como incentivos de mercado, promoviendo mejoras reales a través del poder de los consumidores para apostar por productos sostenibles en su elección de compra. El programa de certificación de pesquerías sostenibles de MSC se basa en dos instrumentos fundamentales, el estándar de pesquerías y el estándar de cadena de custodia. El estándar de pesquerías es una herramienta de base científica utilizada para analizar el desempeño ambiental de las actividades pesqueras, mediante la evaluación de tres principios: el estado de los stocks objetivo, el impacto ambiental de las operaciones de

pesca y el sistema de gestión existente. Por otro lado, el programa MSC tiene una vocación global y por tanto debe ser accesible a todas las pesquerías mundiales, independientemente de su escala y naturaleza, lo que supone un reto a ciertas pesquerías en cuanto a los requisitos de datos e información necesarios para poder ser evaluadas. Por ello, MSC ha desarrollado nuevos instrumentos y enfoques con el fin de aumentar la accesibilidad de aquellas pesquerías pobres en datos. Así, se ha introducido el marco de evaluación de riesgo (RBF, en sus siglas en inglés), se está investigando sobre nuevos métodos de evaluación de pesquerías pobres en datos y se ha puesto en marcha el nuevo enfoque regional. El objetivo de este enfoque regional es establecer un marco para la mejora de la sostenibilidad de las pesquerías costeras de un área geográfica definida, mediante un análisis multi-específico utilizando el estándar de pesquerías. Este enfoque geográfico y colectivo permite ahorrar grandes esfuerzos a aquellas pesquerías de pequeña escala interesadas en ser evaluadas respecto al programa MSC.

MATERIAL Y MÉTODOS

El presente trabajo se basa en la aplicación de las herramientas de evaluación de pesquerías del programa MSC y en la metodología de enfoque regional utilizada para la mejora de la sostenibilidad de pesquerías costeras. En este sentido, el trabajo recoge, de una parte, la información resultante de la aplicación del estándar de pesquerías que evalúa a través de 3 principios y 28 indicadores de comportamiento el grado de sostenibilidad ambiental de las pesquerías. Estos 28 indicadores se

integran en los 3 principios fundamentales que analizan el estado de las poblaciones pesqueras objetivo, el impacto ambiental de las operaciones pesqueras y el sistema de gestión existente.

Por otra parte, se ha recogido de manera específica, la información y resultados de la aplicación de la metodología RBF en distintas pesquerías. El RBF es un instrumento que integra cuatro tipos de análisis para evaluar los 5 indicadores de comportamiento, entre los 28 que componen el estándar, que estudian el estado de las poblaciones objetivo, las especies primarias, las especies secundarias, las especies protegidas, los hábitats y los ecosistemas. Estos cuatro análisis permiten la integración de distintos datos cuantitativos y cualitativos para llegar a conclusiones sobre el estado de sostenibilidad de los componentes a evaluar.

Por último, se ha llevado a cabo un análisis descriptivo y comparativo de la metodología aplicada en los proyectos basados en el enfoque regional de MSC. Este análisis se ha centrado en los procesos de formulación, la toma de decisiones y los resultados obtenidos en cada uno de ellos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Actualmente, más de 380 pesquerías forman parte del programa MSC, entre ellas alrededor de 280 certificadas y cerca de 100 en proceso de evaluación. Esto representa unas 8,8 millones de toneladas, es decir, el 10% de la captura pesquera mundial. La certificación de estas pesquerías ha generado 615 mejoras pesqueras y ambientales, principalmente respecto al aumento de los stocks objetivos, la reducción del impacto en los hábitats, el desarrollo de normativa pesquera más eficiente, la consecución de un mayor grado de cumplimiento, la puesta en marcha de más programas de investigación y la disminución del grado de incertidumbre de los datos científicos. Además de estas mejoras ya conseguidas, se han constatado otras 1100 mejoras en progreso, mayoritariamente en cuanto a las reglas de control de captura, la información sobre las especies objetivo, el conocimiento de las especies protegidas, amenazadas o en peligro, la gestión de los hábitats, la definición de objetivos específicos de las pesquerías y el desarrollo de planes de investigación.

Por otro lado, la aplicación de la metodología RBF ha permitido la entrada en el programa MSC de pesquerías operando en stocks no sometidos a evaluaciones analíticas, muchas de ellas pesquerías costeras y de pequeña escala, aunque no únicamente. La utilización de esta metodología ha permitido además integrar el Conocimiento Ecológico Tradicional, ya que el propio RBF es demandante tanto de información cuantitativa como cualitativa.

Las necesidades específicas de estas pesquerías costeras, de pequeña escala y pobres en datos en todo el mundo y el interés por poder formar parte del programa de certificación, ha llevado a la definición del enfoque regional de MSC y a la formulación de varios proyectos siguiendo este carácter regional.

En este trabajo se presentan los resultados de tres de estos proyectos regionales ejecutados en diferentes mares y océanos, con diferentes escalas geográficas y en distinto grado de desarrollo: un proyecto en el Reino Unido ya finalizado, un proyecto en Australia Occidental en fase intermedia y el proyecto Medfish del Mediterráneo español y francés en estado inicial. El análisis de los resultados y metodologías de estos proyectos permite obtener conclusiones sobre el grado de impacto ambiental de estos enfoques, la eficacia de los sistemas de toma de decisiones y los procesos de mejora de la sostenibilidad de las pesquerías.

El objetivo final de este trabajo es inspirar nuevos proyectos regionales en la región Mediterránea y otras.

REFERENCIAS

- FAO. 2010. Report of the Expert Consultation to Develop an FAO Evaluation Framework to Assess the Conformity of Public and Private Ecolabelling Schemes with the FAO Guidelines for the Ecolabelling of Fish and Fishery Products from Marine Capture Fisheries. Rome, 24–26. *FAO Fisheries and Aquaculture Report*. No. 958. Rome, FAO. 2011. 51p.
- FAO. 2009. Directrices para el ecoetiquetado de pescado y productos pesqueros de la pesca de captura marina. Revisión 1. Roma, FAO. 97p.
- WWF. 2012. Comparison of Wild-Capture Fisheries Certification Schemes – Update. 68p.
- Montero-Castaño, C. 2014. El programa de certificación MSC: Una contribución a la sostenibilidad de las pesquerías mundiales. *Magazine Océano*, 11: 59-81.
- Sarah M. Martin, Tracy A. Cambridge, Chris Grieve, Fiona M. Nimmo & David J. Agnew. 2012. An Evaluation of Environmental Changes within Fisheries Involved in the Marine Stewardship Council Certification Scheme, *Reviews in Fisheries Science*, 20:2, 61-69.
- Agnew, D. J., Gutiérrez, N. L., Stern-Pirlot, A., and Hoggarth, D. D. 2013. The MSC experience: developing an operational certification standard and a market incentive to improve fishery sustainability. – *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fst091.
- Gutiérrez NL, Valencia SR, Branch TA, Agnew DJ, Baum JK, *et al.* 2012. Eco-Label Conveys Reliable Information on Fish Stock Health to Seafood Consumers. *PLoS ONE* 7(8): e43765. doi:10.1371/journal.pone.0043765.
- MSC. 2015. The MSC Global Impacts Report 2015. 52p.
- Pérez-Ramírez M, Phillips B, Lluch-Belda D, Lluch-Cota S. 2012. Perspectives for implementing fisheries certification in developing countries. *Marine Policy*, 36: 297–302.
- MSC. 2014. MSC Fisheries Certification Requirements and Guidance. 540p.

Caracterización *in silico* de los motivos de ADN asociados a la expresión diferencial del gen de la ornitina descarboxilasa en la macroalga roja *Grateloupia imbricata* durante el desarrollo *in vitro* del cistocarpo

Montserrat Montero-Fernandez, Rafael R. Robaina & Pilar Garcia-Jimenez*

Departamento de Biología, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, CP: 35017 Las Palmas de Gran Canaria, Islas Canarias, España.

* pilar.garcia@ulpgc.es

RESUMEN

La formación de las estructura reproductoras, cistocarpos, en la macroalga roja *Grateloupia imbricata* está influenciada por estímulos, tanto exógenos como endógenos, siendo las poliaminas y el etileno los principales responsables de la inducción *in vitro* del cistocarpo. La síntesis de poliaminas es catalizada por la enzima ornitina descarboxilasa (ODC) cuya regulación a nivel celular se da tanto a nivel proteosómico como transcripcional. Sin embargo, el conocimiento sobre las vías de regulación génica en macroalgas, así como los factores que influyen la misma, es todavía escaso. Para intentar obtener un mayor conocimiento sobre los complejos procesos de regulación, en este estudio se ha obtenido parte de la región 5' del gen de la ornitina descarboxilasa en la macroalga roja *Grateloupia imbricata* (*GiODC*), analizado e identificado *in silico* los motivos presentes en la misma y se ha monitorizado las variaciones de expresión de dicho gen bajo tratamientos diferentes de fotoperiodo, etileno y metil jasmonato mediante qRT-PCR. Los resultados muestran la presencia de motivos conservados en la región 5' que podrían afectar la expresión transcripcional de *GiODC* así como patrones diferentes de expresión en función del tiempo y el tipo de inductor.

INTRODUCCIÓN

La formación de las estructura reproductoras, cistocarpos, en la macroalga roja *Grateloupia imbricata* está influenciada por estímulos exógenos (salinidad, temperatura o fotoperiodo) y endógenos (auxinas, citoquininas, etileno (ET) o poliaminas (PAs)) [1]. Se ha comprobado que la variación en los niveles endógenos de PAs se correlaciona con la esporulación y el desarrollo de los cistocarpos en *G. imbricata* [2,3,4] y que tratamientos de 15 min de ET inducen carposporogénesis en *G.imbricata* y alteran los niveles endógenos de putrescina en el alga roja *Pterocladia capillacea* [5]. Asimismo, estudios previos de qRT-PCR mostraron que la ODC en *G.imbricata* (*GiODC*; Acc.#FJ223132) se expresa diferencialmente en los talos fértiles e infértiles [6] y mediante estudios de hibridación *in situ* se confirmó que dicha expresión decae abruptamente en la parte apical de los talos fértiles comparado con la basal donde nunca aparecen los cistocarpos [6]. Parece por tanto que son las PAs y el ET los principales inductores de la formación *in vitro* del cistocarpo. La síntesis de PAs está mediada por la enzima ornitina descarboxilasa (ODC, EC 4.1.1.17) [3], la cual incorpora un grupo aminopropil a la putrescina proveniente de la descarboxilación de la S-adenosil metionina (SAM), compuesto involucrado también en la biosíntesis de etileno [7].

En este contexto, creemos que la regulación de *GiODC*, la cual es clave para entender el proceso reproductivo en algas. Por tanto, los objetivos principales de este estudio

han sido i) la obtención y caracterización de la región 5'-*GiODC* y ii) el seguimiento de la expresión génica bajo tratamientos con diferentes inductores (fotoperiodo, ET y Metil Jasmonato (MeJa).

MATERIAL Y MÉTODOS

Para la obtención de parte de la 5'UTR-*GiODC* se obtuvo ADN de *G.imbricata* mediante el método CTAB, posteriormente amplificado mediante el método de PCR inversa (iPCR) modificado [8]. Se obtuvo una única banda, la cual se purificó y fue secuenciada. Dicha secuencia se analizó con bases de datos específicas para regiones promotoras (Tabla 1).

Tabla 1: Bases de datos usadas en la identificación de motivos *in silico*

Bases de datos				
MEME	Jaspar	GOMO	AmiGO	FEX
	Core Plantae			
UTRdb & UTRsite	RBPD	Consite	The Eukaryotic Promoter	GENEMARK

Para los estudios de expresión génica mediante qRT-PCR, los talos de *G.imbricata* fueron clasificados atendiendo a la presencia (fértil) o no (infértil) de cistocarpos. Los talos

fértiles pero sin cistocarpos visibles (fertilizados) fueron seleccionados y sometidos a diferentes tratamientos de inducción (Fig. 1). Para los análisis de expresión se extrajo ARN con su consiguiente síntesis a cDNA. Se usaron triplicados de cada tratamiento y como control muestras sin tratamiento pero mantenidas bajo las mismas condiciones de cultivo.



Fig. 1. Representación esquemática de los tratamientos de inducción (etileno, metil jasmonato y fotoperiodo) de los cistocarpos en el alga roja *Grateloupia imbricata*.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mediante la técnica de iPCR se obtuvo una banda de 602 nt. El alineamiento de la misma con la secuencia de *GiODC* (Acc. # FJ223132, GenBank) mediante el software EMBOSS Water reveló un solapamiento parcial que produjo un incremento de 429 nt hacia el extremo 5'-*GiODC*. El análisis *in silico* identificó, entre otros, los siguientes motivos: *Myc2*, *Myc3* y *Myc4* (respuesta a jasmonatos) [9], *DOF* (luz) [10] y *Abi4*, *SMZ* y *RAV1* (etileno) [11], candidatos potenciales a afectar la regulación transcripcional de *GiODC*.

Los resultados de expresión de *GiODC* muestran dos patrones diferentes en función i) del tipo de inductor y ii) la temporalidad. Para el tratamiento de ET y fotoperiodo 12 h luz: 12 h oscuridad, la mayor concentración de transcritos ocurre tras el periodo de estimulación (no cistocarpos visibles); confirmando lo obtenido en estudios previos donde se ha demostrado que el desarrollo del cistocarp afecta la expresión de *GiODC* y que esta disminuye según aumenta el grado de desarrollo del mismo [6]. Por otro lado, el tratamiento con MeJa presenta un máximo en la expresión de *GiODC* con la aparición de los primeros cistocarpos (final del periodo de aparición) (Fig. 2).

Tratamiento	Elicitor period	Disclosure period
Fotoperiodo		
12-h luz/12-h oscuridad	11.7 ± 0.84 (*)	0.84 ± 0.10
6-h luz/18-h oscuridad	1.12 ± 0.13	1.11 ± 0.12
18-h luz/6-h oscuridad (control)	1.00 ± 0.11	1.10 ± 0.13
Etileno		
15-min tratamiento	450 ± 1.3 (*)	1.1 ± 0.14
Control (no etileno)	1.00 ± 9.10 ⁻³	0.99 ± 0.10
Metil jasmonato		
1-h tratamiento	1.35 ± 0.2	37.13 ± 0.11 (*)
Control (sin MeJa)	1.00 ± 0.11	1.09 ± 0.10

Los datos se presentan en relación a la expresión observada para los talos control al final del periodo de elicitación. Cada valor es la media ± DE de tres experimentos independientes. * Indica diferencias significativas entre las muestras tratadas y control para cada inductor (p <0.05).

Fig. 2. Expresión normalizada de *GiODC* al final de los periodos de estimulación y aparición bajo los tratamientos de fotoperiodo, 15 min de etileno y 1 h con Metil Jasmonato.

Este resultado está actualmente siendo discutido ya que parece implicar la compleja activación de diferentes vías fisiológicas. Los resultados obtenidos en este trabajo suponen una buena herramienta inicial para comenzar a profundizar en las vías y factores implicados en el proceso de regulación de *GiODC* durante el proceso reproductivo.

AGRADECIMIENTOS

Ministerio de Ciencia e Innovación de España (MINECO, BFU 2010-017248). Agencia Canaria de Investigación, Innovación y Sociedad de la Información Gobierno de Canarias (ACIISI) y Fondo Social Europeo.

REFERENCIAS

- García-Jiménez P, Brito-Romano O, Robaina R R. 2013. Production of volatiles by the red seaweed *Gelidium arbuscula* (Rhodophyta) emission of ethylene and dimethyl sulfide. *J. Phycol.* 49:661–669.
- Guzmán-Urióstegui A, Robledo D, Robaina R R. 2002. Polyamines influence maturation in reproductive structures of *Gracilaria cornea* (Gracilariales, Rhodophyta). *J. Phycol.* 38:1169–1175.
- Sacramento AT, García-Jiménez P, Alcázar R, Tiburcio A.F, Robaina R R. 2004. Influence of polyamines on the sporulation of *Grateloupia* (Halymeniaceae, Rhodophyta). *J. Phycol.* 40:887–894.
- Sacramento AT, García-Jiménez P, Robaina R R. 2007. Spermine induces cystocarp development in marine alga. *Plant Growth Regul.* 53:47–154.
- García-Jiménez P, Robaina R R. 2012. Effects of ethylene on tetrasporogenesis in *Pterocladia capillacea* (Rhodophyta). *J. Phycol.* 48 (3):710–715.
- García-Jiménez P, García-Maroto F, Garrido-Cárdenas JA, Ferrandiz C, Robaina R R. 2009. Differential expression of the ornithine decarboxylase gene during carposporogenesis in the thallus of the red seaweed *Grateloupia imbricata* (Halymeniaceae). *J. Plant Physiol.* 166:1745–1754.
- Miyazaki JH, Yang SF. 1987. Metabolism of 5-methylthioribose to methionine. *Plant Physiol.*, 84(2):277–81.
- Silver J, Keeritake, V. 1989. Novel use of polymerase chain reaction to amplify cellular DNA adjacent to an integrated provirus. *J. Virol.* 63(5):1924–1928.
- Schweizer F, Fernández-Calvo P, Zander M, Diez-Díaz M, Fonseca S, Glauser, G, et al. 2013. Arabidopsis basic helix-loop-helix transcription factors MYC2, MYC3, and MYC4 regulate glucosinolate biosynthesis insect performance, and feeding behavior. *Plant Cell.* 25:3117–3132.
- Kagale S, Links MG, Rozwadowski K. 2010. Genome-wide analysis of ethylene-responsive element binding factor-associated amphiphilic repression motif-containing transcriptional regulators in Arabidopsis. *Plant Physiol.* 152:1109–1134.
- Licausi F, Ohme-Takagi M, Perat P. 2013. AP2/ERF transcription factors: mediators of stress responses and developmental programs. *New Phytol.* 199:639–649.

Nitrogen fixation and diffusive fluxes in the upwelling region off NW Iberia

Víctor Moreira-Coello¹, Beatriz Mouriño-Carballido¹, Emilio Maraño¹, Ana Fernández^{1,2}, Paloma Chouciño¹, Eva Sintés³, Marta M. Varela⁴ and Antonio Bode⁴

¹Biological Oceanography Group, Faculty of Marine Sciences, Universidade de Vigo, Spain

²School of Biology, Georgia Institute of Technology, Atlanta, USA

³Department of Limnology and Bio-Oceanography, Center of Ecology, University of Vienna, Austria

⁴Instituto Español de Oceanografía-A Coruña, Spain

ABSTRACT

The classical paradigm about marine N₂-fixation establishes that this process is mainly constrained to oligotrophic tropical and subtropical regions and attributed mostly to the cyanobacterium *Trichodesmium*. However, the development of molecular techniques led to the discovery of a larger variety of marine diazotrophs, which extends the range of environments where N₂-fixation may be relevant. Between February 2014 and December 2015 we carried out 16 cruises in the upwelling ecosystem off NW Iberia with the following goals: 1) to quantify the magnitude of N₂-fixation, 2) to investigate its biogeochemical role as mechanism of new nitrogen supply, and 3) to identify and quantify the main diazotrophs in the region under contrasting hydrographic regimes. Our results indicate that the magnitude of N₂-fixation in this region is comparable to the lower-end of rates described for subtropical regions. All the N₂-fixation activity was detected in the smaller-sized (<10µm) fraction. The comparison with nitrate diffusive fluxes reveals the minor role of this process (<1%) as a mechanism of new nitrogen supply into the productive euphotic layer. Results obtained through phylogenetic analyses by Illumina[®] (NGS) show that the composition of the diazotrophic community presents a seasonal variability depending on hydrographic conditions. Additional experiments carried out in the field and in the lab demonstrate that ¹⁵N-labeled contaminants included in some commercial ¹⁵N₂ stocks are assimilable by non-diazotrophs organisms. This could result in an up to 15-fold overestimation of N₂-fixation rates. Overall, our findings support the emerging view that mesotrophic regions should be considered in global budgets of marine N₂-fixation.

INTRODUCTION

Molecular nitrogen (N₂) is the most abundant form of nitrogen (N), however only a limited, but diverse, number of bacteria and Methanotrophic *Archaea* can use this reservoir through the process named N₂ fixation [1]. Thus, N is the main limiting nutrient in both marine and terrestrial ecosystems [2]. This biological process is the main mechanism that supplies bioavailable N in the oceans and it has a key role as controlling factor of the primary productivity, the carbon cycle and the climate [3]. Traditionally, N₂ fixation was mainly attributed to the colonial filamentous cyanobacterium of the genus *Trichodesmium* that inhabit oligotrophic tropical and subtropical regions of the oceans. The discovery of other groups of marine diazotrophs evidenced that the range of environments where N₂ fixation may be relevant is broader than it was originally thought [4]. Recent studies demonstrate the activity of diazotrophs in N enriched environments [5,6,7,8], where up to now it was considered insignificant. To our knowledge, only two previous studies have investigated planktonic N₂ fixation rates and its relevance in the upwelling region off NW Iberia [6,8].

A recent study showed that ¹⁵N-labeled contaminants included in some commercial ¹⁵N₂ stocks are assimilable by non-diazotrophs organisms. These units are used, on a regular basis, to estimate N₂ fixation rates from incubations of environmental samples, by monitoring the incorporation

of isotopically labeled ¹⁵N₂ into organic matter [9]. In this study we analyzed data collected in the upwelling ecosystem off NW Iberia in order to: 1) quantify the magnitude of N₂-fixation, 2) investigate its biogeochemical role as mechanism of new nitrogen supply, and 3) identify and quantify the main diazotrophs in the region.

MATERIAL & METHODS

In the framework of the NICANOR project 16 samplings were carried out in the region off NW Iberia. Size-fractionated (>10 µm and <10 µm) N₂ fixation rates were measured using the ¹⁵N₂ uptake technique [10]. Measurements of dissipation rates of turbulent kinetic energy (ε) were carried out using a microstructure profiler (MSP, [11]). Vertical diffusivity (K_z) was calculated from ε and Brünt Väissälä frequency (N) [12]. Nitrate diffusive supply was computed as the product of averaged K_z across the nitracline and the nitrate gradient for the same depth interval. Size-fractionated primary production was estimated from simulated in situ ¹⁴C-uptake incubations [13]. Size-fractionated chlorophyll *a* concentration was determined using the spectrofluorometric method [13]. The concentration of nitrate and nitrite was determined with a Segmented Flow Analyser. Diazotrophic community composition was investigated by amplifying a partial *nifH* fragment using degenerate primers [14], and PCR amplicons were cloned and sequenced by Illumina[®].

RESULTS & DISCUSSION

The sampling station is located in a temperate region under the influence of coastal upwelling. Between February 2014 and December 2015 we sampled the characteristic seasonal hydrographic features in this region.

Depth-integrated N_2 fixation rates, that were attributed to the $<10 \mu\text{m}$ fraction, ranged between ca. 0.3 and $15 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (see Fig.1).

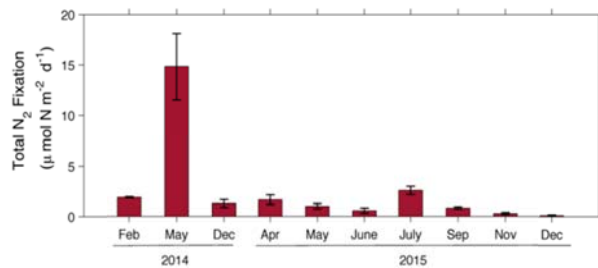


Fig. 1. Depth-integrated (from surface to 40 m depth) N_2 fixation rates estimated during the NICANOR cruises in the upwelling region off NW Iberia.

The highest N_2 fixation rates occurred in May 2014, coinciding with the highest chlorophyll *a* concentration. Our rates are comparable to the range previously reported by Benavides *et al.* in the same region [6], but up to 4 orders of magnitude lower than those described in [5,7] in the western of English Channel and in the North American Mid-Atlantic continental shelf, respectively. N_2 fixation rates at 70 m depth, mainly attributed to heterotrophic diazotrophs by *nifH* gene sequencing, were similar to those from shallower depths.

Analysis by NGS technology (Illumina[®]) of *nifH* genes revealed that the composition of the diazotrophic community varied depending on the prevailing hydrographic conditions. Overall, most of the sequences belong to the unicellular cyanobacteria Group A (UCYN-A or *Candidatus Atelocyanobacterium thalassa*), followed by bacteria from Phylum Firmicutes and γ -Proteobacteria.

The comparison of N_2 fixation rates and nitrate diffusive fluxes showed that diazotrophy, which represents $< 1\%$ of the N supply into euphotic zone, is a minor N input in this system.

Additional lab and field experiments showed that ^{15}N -labeled contaminants included in some commercial $^{15}\text{N}_2$ gas stocks are assimilable by non-diazotrophs organisms. This could result in an up to 15-fold overestimation of the N_2 fixation rates estimated in the field.

In conclusion, biological N_2 fixation has been proved in the study area by $^{15}\text{N}_2$ assimilation activity and the presence of *nifH* in various phylogenetic groups, supporting the emerging view that mesotrophic regions should be considered in global budgets of marine N_2 fixation.

ACKNOWLEDGEMENTS

The research was supported by NICANOR project from the Galician Government (EM2013/021) and a FPU fellowship to V. M. (FPU13/01674) from the Spanish Ministry of Education, Culture and Sports.

REFERENCES

- Zehr JP et al, 2003. Nitrogenase gene diversity and microbial community structure: a cross-system comparison. *Environ Microbiol* 5: 539–554.
- Falkowski PG, 1997. Evolution of N cycle and its influence on the biological pump in the ocean. *Nature* 342: 637-642.
- Gruber N and Galloway JN, 2008. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* 451: 293-296.
- Moisander PH et al, 2010. Unicellular Cyanobacterial Distributions Broaden the Oceanic N_2 Fixation Domain. *Science* 327: 1512-1514.
- Rees AP et al, 2009. Nitrogen fixation in the western English Channel (NE Atlantic Ocean). *MEPS* 374: 7-12.
- Benavides M et al, 2011. Nitrogen fixation by *Trichodesmium* and small diazotrophs in the subtropical northeast Atlantic. *AME* 65: 43-53.
- Mulholland MR et al, 2012. Rates of dinitrogen fixation and the abundance of diazotrophs in North American coastal waters between Cape Hatteras and Georges Bank. *L&O* 57: 1067-1083.
- Agawin N et al, 2014. Dominance of unicellular cyanobacteria in the diazotrophic community in the Atlantic Ocean. *L&O* 59(2): 623-637.
- Dabundo R et al, 2014. The Contamination of Commercial $^{15}\text{N}_2$ Gas Stocks with ^{15}N -Labeled Nitrate and Ammonium and Consequences for Nitrogen Fixation Measurements. *PLoS one*, 9(10), e110335.
- Montoya JP et al, 1996. A simple, high-precision, high-sensitivity tracer assay for N_2 fixation. *AEM* 62: 986-993.
- Prandke H and Stips A, 1998. Test measurements with an operational microstructure-turbulence profiler: Detection limit of dissipation rates. *Aquatic Sciences* 60: 191-209.
- Osborn TR, 1980. Estimates of the local rate of vertical diffusion from dissipation measurements. *JPO* 10: 83-89.
- Bode A et al, 2011. Decadal variability in chl *a* and primary production off NW Spain. *Climate Research*, 48(2), 293.
- Zehr JP and Turner PJ, 2001. Nitrogen fixation: nitrogenase genes and gene expression. *Methods Microbiol* 30: 271-285.
- Luo YW et al, 2012. Database of diazotrophs in global ocean: abundance, biomass and nitrogen fixation rates. *Earth System Science Data*, 4(1), 47-73.

Gestión Integrada del Litoral en la Costa Chilena: Un estudio de las herramientas de gestión costera

Nuria Navarro, Azahara Pastor

Departamento de Biología y Geología, Física y Química Inorgánica, Universidad Rey Juan Carlos – ESCET, Móstoles-28933 (Madrid), España

RESUMEN

Las características particulares a nivel geográfico y biológico de la costa de Chile y los problemas ambientales que se dan en ella ha hecho que, desde la década de los años 90, se hayan incorporado términos y herramientas que definen y gestionan la costa. La definición de Gestión Costera Integrada como proceso multidisciplinar hace que, además de consensuar programas de protección, se incorporen modificaciones en la gestión institucional y de ordenación territorial dando como resultado una serie de herramientas de gestión, cuya función es la de obtener un estado favorable de la costa tanto a nivel ambiental como social y económico. Por ello se presenta un estudio que define la importancia y las funciones que realizan estas herramientas mediante el cual se han detectado una serie de problemas o deficiencias, como un límite costero conceptualmente poco definido, una estructura organizativa en la que el Estado actúa como órgano principal sin cohesión con los órganos periféricos y una falta de regulación de la conservación de los recursos que dificulta la gestión. Se proponen una serie de soluciones con el objetivo de alcanzar un equilibrio entre el concepto de costa como bien de servicios y productos y como elemento ambiental y biológico.

INTRODUCCIÓN

Al inicio del siglo XX las costas de Sudamérica comienzan a resultar de interés para la gestión costera. El caso particular de Chile es destacable debido a sus características costeras particulares tanto a nivel geográfico como biológico. Los 118 km² de superficie por cada km de costa le hacen ser el país costero con mayor relación costa y superficie [1] proporcionándole un variado paisaje litoral que va desde costas rocosas, arenosas, dunas, fiordos, estuarios y glaciares. La corriente de Humboldt y las numerosas zonas de surgencias o afloramientos de aguas marinas profundas dotan a Chile de una gran variabilidad oceanográfica [2], que repercute tanto en el desarrollo pesquero como en la biodiversidad. A pesar de ello, el interés por las costas y el mar de Chile ha tenido una proyección más estratégica y económica que ambiental [1]. Por esto, ante los graves problemas ambientales y de sobrepesca, surge desde el gobierno chileno la necesidad de mantener la viabilidad de los recursos costeros. Se incorpora así, en la década de los 90, el término de Gestión Costera Integrada, que define el proceso de gestión multidisciplinar de los diversos ámbitos de la costa, donde se consensuan programas de protección y desarrollo de los ambientes costeros. Además, se incorporan importantes modificaciones a nivel estatal y regional que, junto a otros ámbitos legislativos y de ordenación, dan lugar 4 herramientas de gestión: SERNAPESCA (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura), DIRECTEMAR (Dirección General del Territorio Marítimo y la Marina Mercante), PNUBC (Plan Nacional del Uso del Borde Costero) y el Ministerio de Medio Ambiente junto con la Comisión Nacional del Medio Ambiente, cuya finalidad es la obtención de un estado favorable de la costa en todos sus aspectos.

Por todo ello se decide abordar el caso de Chile para determinar cuáles son las herramientas actuales de gestión costera desde un punto de vista ambiental, sus funciones y objetivos para lograr la gestión costera, identificar las dificultades existentes en estas herramientas y proponer soluciones a estas deficiencias.

MATERIAL Y MÉTODOS

La metodología de investigación se basa en una búsqueda bibliográfica de la información disponible tanto a nivel nacional como internacional, así como consultas con las instituciones oficiales del Estado de Chile.

Se definen la importancia y las funciones de las herramientas de gestión costera como elemento multidisciplinar. La Tabla 1 muestra de forma esquemática las herramientas utilizadas, la institución o instituciones que intervienen en su formación y la referencia legislativa utilizada en cada uno.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El sistema de herramientas de gestión costera actual está ejecutado para gestionar alguna de las características de los recursos costeros de Chile mediante una política o ley específica cubriendo las necesidades de conservación y gestión de las características oceanográficas y de biodiversidad. Sin embargo, analizándolas en detalle, se identifican una serie de problemas o dificultades de diversa categoría y magnitud. En primer lugar la conceptualización del límite costero no es clara, las diferentes características geográficas, oceánicas, ambientales y las antiguas leyes de gestión del territorio hace muy complejo definir el espacio costero. El segundo problema es que la estructura actual en

la que se basa la gestión costera hace que el Estado se establezca como el órgano principal de gestión, haciendo que el resto de organismos actúen como órganos periféricos sin verdadera autonomía [3]. Por último, también se aprecia una falta de regulación en relación a la conservación ambiental que hace que prevalezca la explotación de los recursos [4] frente a la necesidad de proteger y conservar [1], lo que dificulta enormemente su manejo.

Tabla 2. Herramientas de gestión y legislación asociada en Chile.

HERRAMIENTA (Institución Implicada)	Referencia Legislativa
SERNAPESCA (Ministerio de Economía y Subsecretaría de Pesca)	Ley General de Pesca y Acuicultura No. 20.657/2013
DIRECTEMAR (Ministerio de Defensa Subsecretaría de Marina (SSM) y Armada de Chile)	Ley de Concesiones Marítimas, Ley Orgánica de DIRECTEMAR, Ley de Navegación, D.S N° 320/2001 Reglamento Ambiental de acuicultura, D.S N° 1/1992 Reglamento para el control de contaminación acuática.
PNUBC (Subsecretaría de las Fuerzas Armadas, Comisión Nacional Uso del Borde Costero) + (Subsecretaría de Marina, Ministerio de Defensa Nacional) + (Subsecretaría de las Fuerzas Armadas, Comisión Nacional Uso del Borde Costero)	Decreto Supremo 475 → Establece la PNUBC y Crea Comisión UBC

La principal dificultad en la conceptualización de la costa tiene su origen en el continuo e incontrolable crecimiento de la población que se concentra en las ciudades y en las zonas costeras [1], y en el incremento de actividades de ocio con graves consecuencias ambientales, como la fragmentación de los ecosistemas costeros, haciendo que los planes de zonificación no resulten efectivos. La definición actual establecida por el PNUBC de la zona costera tiene un área muy limitada y es controlado por una regulación específica que no puede llegar a todos los elementos del sistema, haciendo que la delimitación de la costa sea un proceso a menudo inconsistente y demasiado general. Para su gestión se propone incorporar criterios que den a la costa un orden y continuidad con el objetivo de lograr una gestión integrada y sostenible de acuerdo a criterios individuales y específicos además de incorporar criterios ambientales, económicos y sociales.

La problemática de la distribución de competencias en un número considerable de instituciones se basa en la ausencia de un programa que organice dichas competencias y en que la base legal que afecta a la costa es amplia y poco conectada entre sí [1], siendo difícil saber cuál es el órgano de gestión y cuáles son las competencias y las leyes que se aplican, especialmente cuando existe un procedimiento administrativo que no se refleja de manera práctica [5] y en donde los instrumentos de gestión sectoriales actúan por encima de los institucionales. Se propone establecer al PNUBC como organismo conciliador de los elementos que afecten a la costa, armonizando el sistema económico, social y ambiental además de integrar las comisiones a nivel nacional y regional.

Por último, en relación a la legislación ambiental, se percibe que la condición actual del estado de Chile, a pesar de tener ciertas normas cuya función es promover la conservación, no es muy eficaz. En varias ocasiones la ley aplica conceptos para la pesca que no tienen en cuenta patrones biológicos importantes, como el rendimiento máximo sostenible (RMS), o los fenómenos climáticos El Niño o La Niña; promueve la protección de áreas marinas muy limitadas geográficamente; establece las cuotas y leyes de pesca priorizando la pesca industrial; además de favorecer la utilización económica de la línea de costa en lugar de una mayor protección del medio ambiente.

Esta ausencia de una normativa suficientemente desarrollada, las dificultades en la conceptualización de las fronteras costeras y la amplitud de herramientas e instituciones hacen necesario proponer como solución una Ley de Gestión Costera, mediante la cual se pueda administrar, regular y, si fuera necesario, reformular las políticas que no obedezcan al objetivo principal de mantener la costa en un estado ambiental favorable.

REFERENCIAS

- 1 – Barragán *et al.*, 2005. Gestión de las áreas litorales en España y Latinoamérica. Universidad de Cádiz (UCA). Cádiz.
- 2 – Fariña, J. M.; Ossa, P. & Castilla, J.C., 2006. Diversidad de ecosistemas. Ecosistemas Marinos. En: Comisión Nacional de Medio Ambiente (CONAMA). Biodiversidad de Chile: Patrimonio y desafíos. Ocho Libros Editores. Santiago de Chile.
- 3- Andrade, B. 2001. Los espacios litorales: definiciones, actores, desafíos y perspectivas. En: Arenas, F. & Cáceres, G. Ordenamiento del territorio en Chile. Desafíos y urgencias para el tercer milenio. Universidad Católica de Chile, Santiago de Chile.
- 4- Thorpe, A. & Aguilar, A., 2010. Los modelos económicos de utilización de recursos naturales en Latinoamérica. *Ensayos de Economía*, 6: 121-143.
- 5- Olivares, G., 2010. El nuevo marco institucional ambiental en Chile. *Revista Catalana de Derecho Ambiental*, 1(1): 1-23.

Estudio sedimentológico del intermareal de tres bancos marisqueros gallegos: aportaciones a las causas de desaparición de *Donax trunculus*

Miguel Ángel Nombela¹, Paula Diz¹, Edgar No Couto² & Gemma Martínez²

¹ Departamento de Xeociencias Mariñas e Ordenación do Territorio, Facultade de Ciencias do Mar, Universidade de Vigo, Campus Lagoas-Marcosende, 36310 Vigo, España

² Centro de Investigacións Mariñas (CIMA), Consellería do Mar, Xunta de Galicia, Pedras de Corón, s/n, 36620 Vilanova de Arousa, España

RESUMEN

Las poblaciones de algunas especies de bivalvos de interés comercial (como es el caso de *Donax trunculus*) han comenzado a declinar de forma importante en las últimas décadas. Las causas de este descenso no están claras y pueden responder a diversos factores. En este estudio evaluamos el papel del sustrato en la presencia de poblaciones comercialmente explotables de este bivalvo. Para ello realizamos una caracterización sedimentológica de los sectores intermareales de tres bancos marisqueros localizados en las Rías Altas (Vilarrube y Lombo das Navallas) y las Rías Baixas (Playa America) de Galicia (NO España). De estos, Vilarrube es el único en el que se extrae actualmente *D. trunculus*. La combinación de múltiples análisis texturales y composicionales llevados a cabo en los sedimentos intermareales de los tres bancos indica que cada uno de ellos presenta unas características propias de tamaño de grano (principalmente arena), grado de selección y composición elemental y mineralógica que son el resultado de los aportes continentales de las cuencas de drenaje de las zonas adyacentes y de la producción biológica de carbonato cálcico. Destacan las características texturales del banco productivo de Vilarrube, cuyos sedimentos están caracterizados por arenas finas de bien a moderadamente bien seleccionadas las cuales presenta una elevada homogeneidad espacial. Las citadas características parecen relevantes en el mantenimiento de poblaciones estables de *Donax*.

INTRODUCCIÓN

La actividad marisquera sustenta una proporción sustancial de la economía del litoral de Galicia (NO Península Ibérica). En las últimas décadas se ha observado un declive importante en las poblaciones de algunos bivalvos de interés comercial [1] como ha ocurrido con la desaparición de la cadelucha (*Donax trunculus*) en los bancos marisqueros de Playa América (Ría de Vigo) y Lombo das Navallas (Ría de O Barqueiro). Los factores que han desencadenado la disminución de poblaciones explotables de cadelucha son, hasta el momento, desconocidas. Este trabajo se encuadra dentro de un proyecto que aborda esta problemática dentro de un contexto multidisciplinar en la que investigamos el papel del sustrato (PGIDT-CIMA13/08). Para ello llevamos a cabo una caracterización sedimentológica (incluyendo información textural, mineralógica y elemental) de los sedimentos intermareales de dos bancos marisqueros cuyas poblaciones de cadelucha ya no son explotables económicamente (Playa America y Lombo das Navallas) y lo comparamos con otro banco en el que se continúa explotando este bivalvo en Vilarrube (Ría de Cedeira, Fig. 1).

MATERIAL Y MÉTODOS

Las muestras de sedimentos fueron recogidas en el intermareal de las tres zonas de estudio (Fig. 1) empleando un cilindro de pvc de 15 cm de altura y 9 cm de diámetro durante la marea baja. Analizamos en total 75 muestras; 20 en Playa América, 34 en Vilarrube y 21 en Lombo das

Navallas. Para cada una de esas muestras analizamos los siguientes parámetros:

- 1) parámetros granulométricos (media, moda, grado de selección, asimetría, etc) que son analizados empleando el programa Gradistat [2] y el método de Folk and Ward sobre muestras tamizadas en seco cada medio phi.
- 2) el contenido en materia orgánica, el cual ha sido medido por diferencia de peso tras una calcinación a 450°C.
- 3) el contenido en carbonato cálcico, mediante el calcímetro de Bernard.
- 4) la concentración en elementos mayoritarios (Al, Ca, Fe, Mn, Mg, Si) y minoritarios (Co, Cr, Cu, Ni y Zn) se midió empleando Fluorescencia de Rayos-X.
- 5) la caracterización mineralógica de los sedimentos se realizó a partir de la identificación de fases en difractogramas de Rayos X en muestras de polvo.

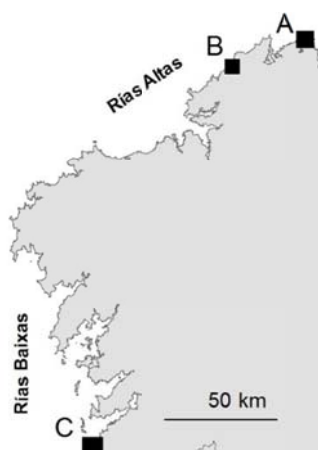


Fig. 1. Localización de los tres bancos marisqueros. A: Lombo das Navallas. B: Vilarrube. C: Playa América.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido en carbono orgánico en todas las muestras de sedimento es inferior al 2%. El tamaño de grano medio de los sedimentos es la fracción arena siendo Vilarrube el banco con menor tamaño de grano (arena fina, $\sim 200 \mu\text{m}$) y Playa América el de mayor ($\sim 300 \mu\text{m}$, valores indicando el promedio de las muestras). Los sedimentos de Lombo das Navallas están caracterizados por arenas finas y medias. Así mismo, el sedimento de Vilarrube está moderadamente bien a bien seleccionados (<1.5) y presenta una elevada homogeneidad espacial, al contrario de Playa América con una elevada dispersión entre muestras y un peor grado de selección ($1.5-2.5$).

Los elementos más abundantes en los sedimentos son Si y Ca lo que se corresponde con elevados porcentajes de cuarzo y carbonato cálcico en las muestras. El banco con mayor contenido en cuarzo es el de Lombo das Navallas ($\sim 50\%$) en comparación a los otros dos bancos que presentan altas concentraciones de minerales de carbonato cálcico ($\sim 45\%$), principalmente aragonito, calcita y calcita magnesiana. El carbonato cálcico es principalmente de origen biogénico y el cuarzo resulta de la alteración y transporte desde zonas adyacentes de rocas ricas en este mineral. En Playa América el cuarzo resultaría de la alteración de granitos y/o esquistos y en Lombo das Navallas y Vilarrube de granitoides, esquistos y cuarcitas. Además de estos elementos y minerales, los sedimentos presentan otros menos abundantes (1 a 5%) como Al, Mg, Fe, K y Ti, y minerales como feldespatos (albita, microclina). La concentración de elementos minoritarios como Sr, Cr, Cu, Ni, Zr, Zn y Rb varía entre zonas de estudio, siendo mayor para algunos elementos en las Rías Altas (Cu, Ni) que en las Rías Baixas. Sin embargo, la comparación de las concentraciones obtenidas con los valores de fondo dados para otras rías [3, 4] indica la ausencia de contaminación antropogénica. Los resultados derivados del análisis de componentes principales sobre el conjunto de muestras y parámetros analizados separan claramente a las tres zonas de estudio (Fig. 2). Esto indica que cada uno de los bancos presenta unas características sedimentológicas específicas. En particular, destacan las de Vilarrube, el banco marisquero que continua albergando

poblaciones económicamente explotables de *D. trunculus*. Los sedimentos de Vilarrube son de arena fina y presentan un elevado grado de selección. Estos datos sugieren que estas características sedimentarias podrían ser de relevancia en el mantenimiento de poblaciones estructuradas de coquina [5], tal como sugieren otros autores en estudios similares [6] y en trabajos investigando la relación del ciclo de vida de *Donax trunculus* con el sustrato [7].

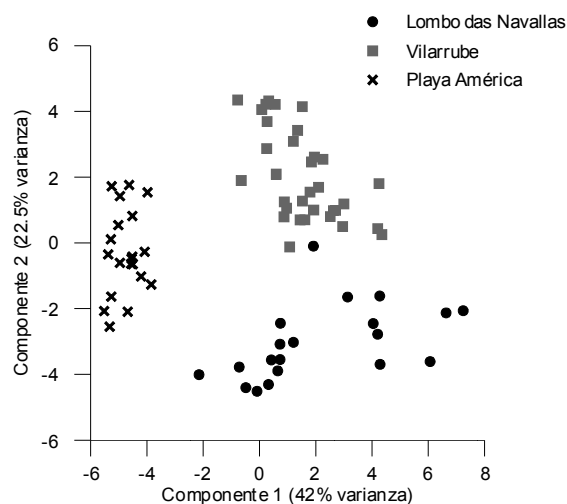


Fig. 2. Resultados del análisis de componentes principales empleando los parámetros analizados. Los sedimentos de los tres bancos se separan claramente entre sí.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se realizó dentro del Proyecto PGIDT-CIMA 13/08 financiado por la Xunta de Galicia.

REFERENCIAS

- Freire J & García-Allut A, 2000. Socioeconomic and biological causes of management failures in European artisanal fisheries: the case of Galicia (NW Spain), *Marine Policy*, 24: 375-384.
- Blott SJ & Pye K, 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments, *Earth Surface Processes and Landforms*, 26: 1237-1248.
- Rubio B, Vilas F & Nombela MA, 2000. La contaminación por metales pesados en las Rías Baixas gallegas: nuevos valores de fondo para la Ría de Vigo (NO de España), *Journal of Iberian Geology*, 26: 121-149.
- Grupo Rías Altas (2012). Estudio Integral das Rías Altas. Xunta de Galicia. Consellería do Medio Rural e do Mar, 233 pag.
- Nombela MA, Diz P, No Couto E & Martínez G, 2016. Textural characteristics might influence *Donax trunculus* shellfishing banks exploitability. *Thalassas*, en prensa.
- La Valle P L, Nicoletti L, Finóia MG & Ardizzone GD, 2011. *Donax trunculus* (Bivalvia: Donacidae) as a potential biological indicator of grain-size variations in beach sediment. *Ecological Indicators* 11(5): 1426-1436.
- de la Huz R, Lastra M & López J, 2002. The influence of sediment grain size on burrowing, growth and metabolism of *Donax trunculus* L. (Bivalvia: Donacidae), *Journal of Sea Research*, 47: 85-95.

Concentración de residuos organoclorados y metales pesados de tortugas bobas (*Caretta caretta*, L. 1758) varadas o capturadas accidentalmente en el Mediterráneo occidental

Olga Novillo¹, José Pertusa² & Jesús Tomás¹.

¹ Unidad de Zoología Marina, Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia.

² Departamento de Biología Funcional y Antropología Física, Facultad de Biología, Universidad de Valencia.

RESUMEN

Se ha evaluado la presencia de contaminantes en muestras de tejido muscular y graso de 25 tortugas bobas (*Caretta caretta*, L. 1758) procedentes de varamientos o capturas accidentales por pesca en el Mediterráneo occidental entre los años 2010 y 2016, a fin de destacar si esta presencia difiere de los contaminantes encontrados en individuos de esta especie en otras localizaciones. Además, se ha comparado la presencia de los contaminantes encontrados con los descritos en trabajos previos en la zona, a fin de estudiar tendencias a largo plazo. Se realizó la digestión de las muestras y el posterior análisis mediante cromatografía, en el caso de contaminantes orgánicos, y espectrometría ICP-MS, en el caso de los metales pesados. Se ha encontrado un alto índice de contaminación y una compleja variedad de productos orgánicos en la grasa de las tortugas analizadas. Resultados preliminares reflejan la presencia de multitud de pesticidas entre los cuales se encuentran carbamatos, herbicidas y fungicidas como el metolcarb y el dodemorph, todos de origen humano; lo que demuestra que existe un aporte continuo de contaminantes procedentes de la actividad humana terrestre, especialmente de la agricultura. El presente trabajo hace especial hincapié en el valor de biomonitorización de contaminantes que puede acumularse en animales marinos como la tortuga boba en aguas tan contaminadas como el Mediterráneo occidental.

Electrolisis de agua de mar: depósito electroasistido de minerales para su posible aplicación como sustrato de corales

Anna Olivé, Francisco Montilla

Departamento de Química Física e Instituto Universitario de Materiales de Alicante. Carretera San Vicente del Raspeig s/n 03690 San Vicente del Raspeig - Alicante

RESUMEN

Se ha estudiado el depósito de especies inorgánicas mediante técnicas electroquímicas sobre diversos sustratos conductores, tanto metálicos como carbonosos. Cuando se produce una reacción de reducción electroquímica en un electrodo sumergido en agua de mar se induce un cambio de pH en las inmediaciones del mismo lo que promueve la formación de un depósito mineral. Este electrodeposición puede ser utilizado como sustrato para el crecimiento de corales. Se ha estudiado el efecto de los parámetros electroquímicos en la composición y propiedades del depósito obtenido mediante diversas técnicas de microscopía y espectroscópicas. Se observa un crecimiento significativo del depósito para corrientes mayores de 0.2 mA cm^{-2} .

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes de coral vienen sufriendo una intensa degradación durante los últimos decenios. El empeoramiento de sus condiciones por agresiones ambientales ha activado el debate sobre la necesidad de medidas para su restauración. Ésta requiere medidas activas que faciliten el desarrollo de los arrecifes [1,2] como complemento a las medidas de conservación que se centran en la preservación de los procesos “pasivos” naturales. Se han propuesto diversas metodologías para la restauración de arrecifes de coral. Los métodos más comunes han sido revisados por diversos autores [3,4]: trasplante de coral directo, viveros de coral o fabricación de arrecifes artificiales. Estos arrecifes artificiales (habitualmente estructuras de hormigón) deben ser tratados para estabilizar el sustrato. Un método avanzado para conseguirlo es la síntesis de un depósito electroquímico de minerales sobre soportes metálicos, obtenidos por electrolisis del agua de mar [5–7].

Cuando se aplica un potencial de reducción a una estructura metálica (generalmente de acero) se producen reacciones electroquímicas, fundamentalmente la reducción de agua a hidrógeno (*Hydrogen Evolution Reaction, HER*). Esta *HER* produce un consumo de protones, en consecuencia, un aumento del pH en las inmediaciones del electrodo que favorece el depósito de especies disueltas en el agua de mar, fundamentalmente carbonato de calcio sobre el cátodo. Al proceso se le denomina depósito electroasistido. Según diversos autores, los corales transplantados sobre este electrodo experimentan un mayor crecimiento [4,8,9] y la acumulación de especies de carbonato puede conectarse directamente con los esqueletos de coral. A causa de la corriente aplicada se produce un enriquecimiento de especies de carbonato cálcico en las inmediaciones del coral, mejorando de este modo la calcificación natural. La presencia de un campo eléctrico también puede afectar positivamente a procesos redox celulares y facilitar su crecimiento. Existe un gran déficit de investigación fundamental sobre los procesos que

sucedan cuando se realiza la electrolisis del agua de mar. En particular casi todos los resultados de la bibliografía muestran medidas en mar abierto y apenas se encuentran resultados de electrolisis en condiciones controladas de laboratorio o en acuarios. El presente estudio analiza los parámetros electroquímicos básicos que afectan al depósito de carbonato de calcio sobre diversos sustratos conductores. Se ha procedido a electrolizar agua de mar a corriente constante y se ha determinado como afecta la electrolisis a los parámetros químicos del agua de mar. Por último se ha estudiado el efecto que tiene la corriente aplicada en relación a la cinética del depósito, así como en sus propiedades morfológicas, composición química y cristalográfica.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los experimentos se realizaron en un tanque estático con agua de mar. Se tuvo un control diario de pH y conductividad. Durante las electrolisis se determinaron los parámetros químicos: concentración de calcio, dureza total y alcalinidad. En caso de encontrar valores anormales se ajustaron con cloruro de calcio, cloruro de magnesio, carbonato de sodio y bicarbonato de sodio. Para las medidas electroquímicas voltamétricas se emplearon como diversos materiales: Pt, grafito, carbono vitrificado, Ti, acero y Cu como electrodos de trabajo. Se empleó un electrodo de referencia de Ag/AgCl. Para las electrolisis de agua de mar se trabajó en compartimentos separados donde el agua de mar era el catolito y el anolito era una disolución de nitrato potásico 0.7 M . Ambos compartimentos se pusieron en contacto eléctrico mediante un puente salino (figura 1).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con el fin de conocer las propiedades electroquímicas más relevantes del agua de mar se realizaron estudios voltamperométricos con distintos electrodos de trabajo.



Fig. 1. Tanque utilizado en la electrolisis de agua de mar

La fig. 2 muestra el voltamperograma cíclico estabilizado de un electrodo de policristalino platino.

Se observan los procesos redox de la superficie de platino (procesos de adsorción-desorción de hidrógeno en la zona de potenciales entre -0.7 y -0.4V y adsorción-desorción de oxígeno entre -0.4V y 1.0V). En el barrido anódico, para valores de potencial más positivos que +1.1V aparece una corriente positiva que corresponde a la oxidación de cloruros a cloro y de agua a oxígeno. En el barrido en sentido inverso se observa corriente negativa a potenciales menos positivos que -0.8V que se relaciona con la reacción HER. Simultáneamente a esta reacción se produce el depósito electroasistido de carbonato de calcio [10].

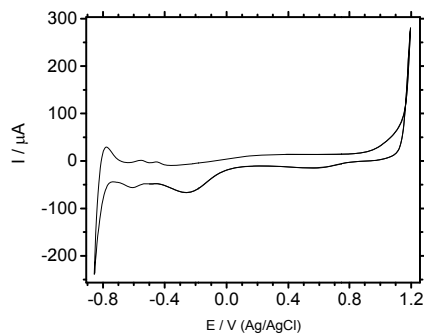


Fig. 2. Voltamperograma cíclico estabilizado de un electrodo policristalino de platino en agua de mar (35 psu). Velocidad de barrido 100 mV s⁻¹.

Para determinar la eficiencia de cada material se determinó el potencial al que la reacción HER se daba a una densidad de corriente de -1.50 mA cm⁻². La tabla 1 muestra el valor obtenido para cada electrodo estudiado.

Tabla 1. Electrodo de trabajo estudiados en la reacción HER y potencial al que se da la reducción a -1.50 mA cm⁻²

Electrodo	Potencial de reducción / V
Pt	-0.83
Cu	-1.31
Ti	-1.17
Acero	-1.50
Grafito	-0.93
Carbono vitrificado	-1.87

Se observa que el electrodo de platino es el más electrocatalítico, sin embargo por su elevado coste para

esta aplicación en la electrolisis se utilizan metales más económicos como el acero.

Se realizó electrolisis a corriente constante empleando un cátodo de acero y se estudió el efecto de la corriente aplicada (entre 0.013 y 1.00 mA cm⁻²) en relación a los depósitos obtenidos.

Tras las electrolisis se retiró el cátodo que estaba recubierto de un depósito (fig. 3) y fue caracterizado con distintas técnicas.

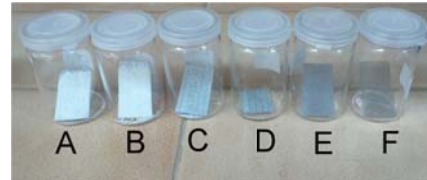


Fig. 3. Electrodo de acero obtenidos tras la electrolisis de agua de mar a distintas densidades de corriente. A=1 mA cm⁻²; B=0.5 mA cm⁻²; C=0.25 mA cm⁻²; D=0.16 mA cm⁻²; E=0.14 mA cm⁻²; F=0.1 mA cm⁻².

Se observa un crecimiento significativo de un depósito blanquecino para corrientes aplicadas mayores de 0.2 mA cm⁻². La morfología de los depósitos obtenidos fue determinada por microscopía electrónica de barrido (SEM). La composición y estructura cristalina se determinó mediante microanálisis de EDX y difracción de rayos X.

REFERENCIAS

- [1] M. Omori, Degradation and restoration of coral reefs: Experience in Okinawa, Japan, Mar. Biol. Res. 7 (2011) 3–12.
- [2] U. Lindahl, Coral reef rehabilitation through transplantation of staghorn corals: effects of artificial stabilization and mechanical damages, Coral Reefs. 22 (2003) 217–223.
- [3] M.S.A. Ammar, Coral Reef Restoration and Artificial Reef Management, Future and Economic, Open Environ. Eng. J. 2 (2009) 37–49.
- [4] B. Rinkevich, Conservation of Coral Reefs through Active Restoration Measures: Recent Approaches and Last Decade Progress, Environ. Sci. Technol. 39 (2005) 4333–4342.
- [5] W. Hilbertz, Electrodeposition of minerals in sea water: Experiments and applications, IEEE J. Ocean. Eng. 4 (1979) 94–113.
- [6] N. Siboni, S. Martinez, A. Abelson, A. Sivan, A. Kushmaro, Conditioning film and initial biofilm formation on electrochemical CaCO₃ deposition on a metallic net in the marine environment, Biofouling. 7 (2009) 675–683.
- [7] H. Schuhmacher, L. Schillak, Integrated Electrochemical and Biogenic Deposition of Hard Material—A Nature-like Colonization Substrate, Bull. Mar. Sci. 55 (1994) 672–679.
- [8] T.J. Goreau, Electrical Stimulation Greatly Increases Settlement, Growth, Survival, and Stress Resistance of Marine Organisms, Nat. Resour. 05 (2014) 527–537.
- [9] M.G. Sabater, H.T. Yap, Growth and survival of coral transplants with and without electrochemical deposition of CaCO₃, J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 272 (2002) 131–146.
- [10] T.J. Goreau, Marine Electrolysis for Building Materials and Environmental Restoration, in: V. Linkov (Ed.), Electrolysis, InTech, 2012.

The effect of nutrient supply dynamics on the competition between *Synechococcus* sp. and *Micromonas pusilla*

Jose Luis Otero-Ferrer¹, Pedro Cermeño², Emilio Marañón¹ & Beatriz Mouriño-Carballido¹

¹ Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Vigo - Vigo

² Instituto de Ciencias del Mar - Barcelona

ABSTRACT

Picophytoplankton constitute the most abundant functional group in the ocean, often dominate planktonic biomass and primary production in tropical and subtropical areas, and they represent a substantial contribution to the global export of carbon. We have a limited understanding about the factors that control picophytoplankton community structure. Previous studies have identified that light and temperature are the main factors explaining *Prochlorococcus* and *Synechococcus* distributions, whereas nutrient concentration would only play a minor role. However, nutrient concentrations are not necessarily representative of actual nutrient supply rates in the oligotrophic ocean. To test the role of nutrient supply dynamics in controlling picoplankton community structure, we maintained mixed cultures of the cyanobacterium *Synechococcus* and the picoeukaryote *Micromonas pusilla* growing under continuous nutrient limitation (chemostats) but experiencing different regimes of intermittent nutrient pulses. Here we describe the resulting competitive dynamics, as well as the nutrient uptake kinetics of the two species. Our results suggest that the dynamics of nutrient supply play a role in controlling the abundance of different groups of picophytoplankton in the ocean.

INTRODUCTION

Prochlorococcus, *Synechococcus* and the picoeukaryotes constitute the picophytoplankton (cells with diameter < 2 µm), the most abundant and smallest component of the phytoplankton community. As a functional group, picophytoplankton are relevant for global carbon exportation [1] and dominate phytoplankton biomass and primary production in the vast oligotrophic ocean. Therefore, picophytoplankton are a key component to understand nutrient cycling in marine ecosystems.

The factors that control the distribution and abundance of different picophytoplankton groups remain to be understood. Previous correlation studies revealed the importance of temperature and light in global picoplankton distribution [2]. However, the role of nutrients has not been adequately assessed, due to the difficulty to measure nutrient supply in the field and the fact that nutrient concentrations and supply rates are often disconnected in oligotrophic waters [3].

Both physiological studies [4] and nutrient competitive experiments in other groups of plankton [5] indicate that nutrient injection is a strong ecological determinant of the taxonomic composition of eukaryotic phytoplankton. A conceptual framework relating turbulence, nutrient supply and taxonomic selection was proposed by Ramon Margalef in the 70's [6], although the applicability of this fundamental principle to picophytoplankton has been little explored. To contrast the hypothesis that nutrient supply dynamics affects picophytoplankton community structure, we followed 2 approaches. First, we conducted experiments in chemostats to investigate the competitive

dynamics between *Synechococcus* and *Micromonas pusilla* under different regimes of nutrient-limited growth. Second, we characterized the kinetics of nutrient uptake under steady-state, nutrient-limited growth.

MATERIAL & METHODS

Two ultraoligotrophic picoplankton strains were selected from North Atlantic Gyre: A picoeukaryote (*Micromonas pusilla*, RCC450) and a cyanobacteria (*Synechococcus* sp., RCC2366). The strains were obtained from the Station Biologique De Roscoff. Both cultures grew in a modified PCR-S11 medium, in which ammonium was replaced by nitrate and the f/2 vitamin stock was added. To ensure nitrogen limitation, the N/P ratio was fixed to 5. Dissolved inorganic nitrogen final concentration in the medium was 50 µM. Cultures were acclimated in the culture chamber for 3 weeks to this medium in experiment conditions (21°C and a PAR of 115 µmol photons/m²/s).

Strains were introduced in independent chemostats (*Sartorius Biostat Plus*) and when the cultures reached steady state condition we conducted the uptake experiments. The dilution rate was 0.225 d⁻¹. Cells were enumerated using a FACSCalibur flow cytometer (Becton Dickinson Instruments) [7].

Nutrient uptake curves were estimated using short-term independent incubations. Bulk nitrate was measured in 7 incubations (0.5, 1, 1.5, 2.5, 5, 10, 25 µM) for 40 min [8]. Bulk nitrate samples were obtained by a gentle filtration of medium onto Nylon filters (0.45 µm nominal diameter).

Samples were frozen until analysis in SFA (Segmented Flow Analyzer).

The uptake kinetics parameters (V_{\max} and K_s) were calculated assuming a Michaelis-Menten model [9].

After the steady state was achieved again, cultures were gently mixed, using a peristaltic pump and autoclaved tubing.

Competition for nitrate was tested under steady state conditions and nitrate pulse conditions. Nitrate spike magnitude was constant in the experiment (5 μM) but different spike frequency was used (0.5 and 2 day^{-1}) to represent different degrees of perturbation.

RESULTS & DISCUSSION

Chemostat experiments. Under steady state conditions, the abundance of *Synechococcus sp.* increases steadily, whereas that of *M. pusilla* decreases. Thereafter, population dynamic was altered by providing pulses of nitrate. Deviation from steady-state nitrate supply rapidly switched the outcome of competitive interactions, allowing *M. pusilla* to increase its abundance (Fig 1). These results were consistent in two independent experiments.

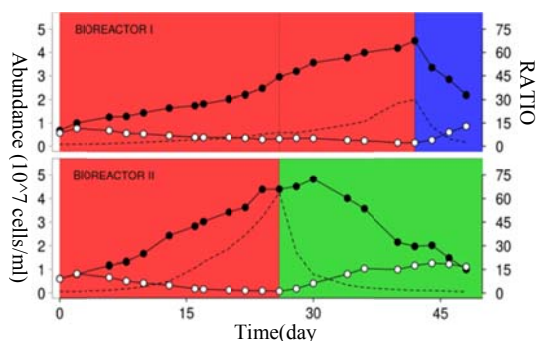


Fig. 1. Population abundance of *Micromonas pusilla* (○) and *Synechococcus sp.* (●) competing under nitrate-limiting (red area) and two different nitrate-pulsing conditions: 0.5 spikes day^{-1} (green) and 2 spikes day^{-1} (blue). The dotted line represents the *Synechococcus*:*Micromonas* ratio.

Nitrate uptake experiments. Maximum uptakes rates (V_{\max}) were 1.4 femtograms N/cell/h for *Synechococcus* and 12.5 femtograms N/cell/h for *Micromonas pusilla*. These values are slightly higher than previous studies obtained in batch cultures [4]. Semi-saturation constants (K_s) were 1.35 μM for *Micromonas pusilla* and 0.45 μM for *Synechococcus sp.* Uptake kinetic parameters vary with physiological state, previous nutrient status, and phytoplankton species, thus complicating the interpretation of field results or even senescence experiments, where the physiological state of collected organisms is generally unknown [10,11]. Conducting these experiments in steady state, nutrient-limited condition is crucial to determine nutrient uptake kinetics that are representative of field conditions in ultraoligotrophic environments.

Our results suggest that the variability of nutrient supply dynamics (our nutrient spikes) play a role in controlling the relative dominance of different picophytoplankton functional groups in the oligotrophic ocean.

ACKNOWLEDGMENTS

J. L. Otero-Ferrer acknowledges the receipt of a FPI fellowship from the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness (MINECO). We thank M. P. Lorenzo and A. Fuentes for their help with laboratory work. This work was funded by MINECO through project CHAOS (CTM 2012-30680).

REFERENCES

- 1 - Richardson TL, Jackson G a. Small phytoplankton and carbon export from the surface ocean. *Science* (80-). *American Association for the Advancement of Science*; 2007; 315(5813):838–40.
- 2 - Flombaum P, Gordillo RA, Zabala LL, Jiao N, Karl DM, Li WKW, *et al.* Present and future global distributions of the marine Cyanobacteria *Prochlorococcus* and *Synechococcus*. *PNAS*. 2013;110(24):1–12.
- 3 - Mouriño-Carballido B, Hojas E, Cermeño P, Chouciño P, Fernández-Castro B, Latasa M, *et al.* Nutrient supply controls picoplankton community structure during three contrasting seasons in the northwestern Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser*. 2016;543:1–19.
- 4 - Marañón E, Cermeño P, López-Sandoval DC, Rodríguez-Ramos T, Sobrino C, Huete-Ortega M, *et al.* Unimodal size scaling of phytoplankton growth and the size dependence of nutrient uptake and use. *Ecol Lett* 2013 Mar;16(3):371–9.
- 5 - Cermeño P, Lee J-B, Wyman K, Schofield O, Falkowski PG. Competitive dynamics in two species of marine phytoplankton under non-equilibrium conditions. *Mar Ecol Prog Ser*. 2011 429:19–28.
- 6 - Margalef R. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanol acta* 1978;1(4):493–509.
- 7 - Gasol J. How to count picoalgae and bacteria with the FACScalibur flow cytometer. 1999; (November).
- 8 - Harrison P, Parslow J, Conway H. Determination of nutrient uptake kinetic parameters: a comparison of methods. *Mar Ecol Prog Ser* Oldend. 1989; 52:301–12.
- 9 - Ritz C, Streibig JC. Bioassay Analysis using R. *J Stat Softw*. 2005;12(5).
- 10 - Lomas MW, Bonachela J a., Levin S a., Martiny AC. Impact of ocean phytoplankton diversity on phosphate uptake. *PNAS*. 2014;
- 11 - Smith SL, Yamanaka Y, Pahlow M, Oschlies A. Optimal uptake kinetics: Physiological acclimation explains the pattern of nitrate uptake by phytoplankton in the ocean. *Mar Ecol Prog Ser*. 2009; 384:1–12.

Species discard composition: a spatial multi-criteria approach.

Maria Grazia Pennino¹, Raul Vilela¹, Xulio Valeiras² & Jose M. Bellido¹

¹ Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Murcia. C/ Varadero 1. San Pedro del Pinatar. 30740. Murcia. Spain.

² Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Vigo. Subida a Radio Faro, 50-52. Vigo. 36390. Vigo. Spain.

ABSTRACT

A wide range of multivariate analysis methods has been applied to fishery data in an attempt to distinguish factors that influence the species discard composition. While such approaches are important, they are still incomplete for disaggregating the economic and spatial-temporal factors for the analyses of this process and obtain a whole view of this issue. This study fills this gap by identifying, describing, and quantifying factors that influence discards of trawl fisheries using a multivariate approach and five complementary aspects: “economical”, “fishing activity”, “spatial”, “temporal” and “environmental”. In addition, a spatial multi-criteria approach has been used to investigate sensitive high density discard areas using ecological criteria such as vulnerability and resilience of the discarded species. Using these ecological criteria will concentrate conservation efforts on sites that could be most important for minimizing discards of a variety of relevant species. We applied this approach to a case study of a multi-species demersal bottom trawl fisheries in Spain, Cantabrian Sea (ICES area VIIIc). Results show that different complex combinations of the studied factors affect species discard composition and identified specific sensitive sites in which the most vulnerable and less resilient species are located.

INTRODUCTION

Fisheries exploitation influences not only target species stocks but it can also affects the entire community structure by removing non-target species through the by-catch/discard process, changing the total biomass, species composition, and diversity around the fishing area [1]. Indeed, this process is considered to be responsible for economic loss and it has ecological effects on keystone and vulnerable species which are important for ecosystems performance and structure [2]. As consequence, discards are being placed as a central problem in the EU fisheries reform agenda, introducing new regulations to limit their amount and impact [3].

Understanding the importance of the different factors influencing the species discard composition could become a critical step in designing management programs which maximize landings and minimize discards, especially for mixed-species fisheries. In this context different methods have been applied in an attempt to achieve this aim. While such approaches are relevant, they are still incomplete for disaggregating the economic and spatial-temporal factors influencing species discard composition and obtaining a whole view of the issue. Indeed discards are a result of choices made at various stages during the fishing process including a broad range of factors. Here, we argue that the species discard composition is embedded within five different aspects: “economical”, “fishing activity”, “spatial” “temporal” and “environmental”, which together create a complete framework for a comprehensive understanding of the spatial-temporal variation of discards in a given fishery. This study aims to fill this gap, identifying, describing and quantifying factors that

influence the species discards composition of bottom trawl fisheries by means of a spatial-temporal explicit multivariate approach.

In addition, we identify sensitive high density discard areas using a multi-criteria approach, *rather than allocating these locations on a species-specific basis or the total amount of discards. Indeed, most approaches that used these common criteria to identify high density discard areas, have resulted in the determination of extremely large areas being recommended for spatial-temporal closures [2, 4], which is usually nonviable in most contexts, especially given the social and economic relevance of fishing resources. Therefore a useful starting point could be the identification of a solution that optimize the total amount of habitat protection needed for minimizing discards while encompassing the largest number of species possible.*

To achieve such objective, we used two different ecological criteria, species vulnerability and resilience, highlighting the most sensitive areas in which the most vulnerable and less resilient discarded species cohabit. Using both ecological criteria would concentrate conservation efforts on sites that could be most important for minimize discards of a variety of relevant species.

MATERIALS & METHODS

The reference fleet for this study was the bottom trawl fishery which operates in the Cantabrian Sea (Fig. 1).

The species discard composition data used was obtained from the Spanish Discard Sampling Program operated by the Instituto Español de Oceanografía (IEO) for the period 2004-2008 in the International Council for the Exploration of the Sea (ICES) area VIIIc [4].

Variables used as possible factors that could affect the species discard composition are summarized in Fig. 2, and were extracted from the IEO database.

Ecological criteria, such as vulnerability and resilience for all the discarded species were extracted from FishBase [5].

The analytical strategy adopted involved three steps: (1) a Principal Component Analysis (PCA) to assess relevant factors among the five groups of variables; (2) a partial Redundancy Analysis (RDA) to explore links among the five groups of variables and the species discard composition; (3) Boosted Regression Trees (BRTs) with a Residuals Autocovariate (RAC) approach using ecological criteria, aiming to determine high density discard areas in which most vulnerable and less resilient discarded species inhabit.

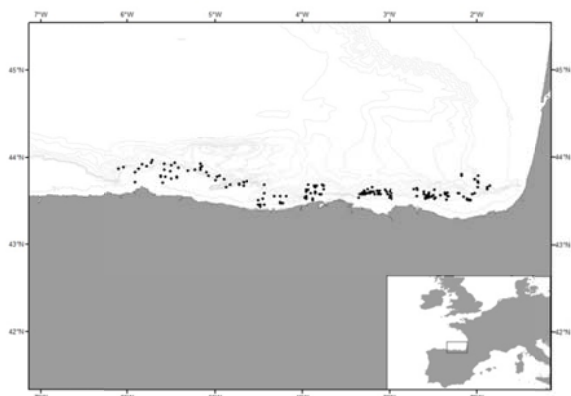


Fig. 1. Situation map and location of the hauls from the Spanish Discard Sampling Program used for the study.

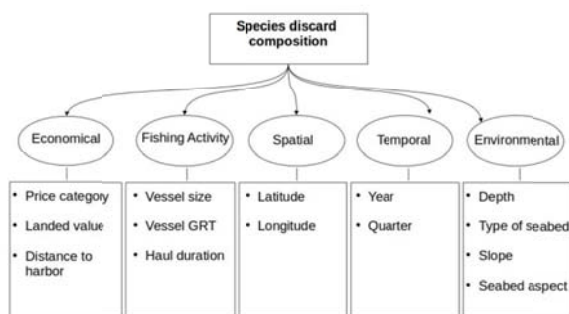


Fig. 2. Possible factors that influence the species discard composition for a given fishery.

RESULTS & DISCUSSION

Between 2004 and 2008, 200 hauls were sampled by the observer's discard program in the study area. By season, most of the fishing operations were sampled during the first half of the year, with 60 hauls in the first quarter and 77 hauls in the second, as compared with 30 and 33 hauls in the third and fourth quarters, respectively. The mean percent discards relative to the total catch was 56% in mass, with *M. poutassou* and *T. trachurus* being the most discarded species. Partial RDA analysis showed that the species discard composition is mainly affected by a combination of economic and spatial factors, followed by some environmental features as the bathymetry and the type of seabed. BRTs identified a specific sensitive areas where the most vulnerable and less resilient species are located. These areas, in a context of developing mitigating measures provided on the basin of the identified factors, could represent a novel efficient approach for minimize discards.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was funded by the Project iSEAS, Ref. LIFE13 ENV/ES/000131, "Knowledge-Based Innovative Solutions to Enhance Adding-Value Mechanisms towards Healthy and Sustainable EU Fisheries", co-funded under the LIFE + Environmental Program of the European Union. We are deeply grateful to all the partnership this project and particularly to the observers who gather the fishing data within the IEO discarding observer program.

REFERENCES

- 1 - Bellido, JM, Santos, MB, Pennino, MG, Valeiras, X, & Pierce, GJ, 2011. Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management?. *Hydrobiologia*, 670(1):317-333.
- 2 - Pennino, MG, Muñoz, F, Conesa, D, López-Quílez, A, & Bellido, JM, 2014. Bayesian spatio-temporal discard model in a demersal trawl fishery. *J. Sea Res.*, 90:44-53.
- 3 - Eliassen, SQ, Papadopoulou, KN, Vassilopoulou, V, & Catchpole, TL, 2014. Socio-economic and institutional incentives influencing fishers' behaviour in relation to fishing practices and discard. *ICES J. Mar. Sci.*, 71(5): 1298-1307.
- 4 - Vilela, R & Bellido, JM, 2015. Fishing suitability maps: helping fishermen reduce discards. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 72(8): 1191-1201.
- 5 - Froese, R & Pauly, D, *FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (02/2015) 2015.*

Caracterización eco-sedimentaria mediante foraminíferos bentónicos del arrecife Puerto Morelos (Mar del Caribe, México)

Irene Peñalver Clavel¹, Hugo Corbí² y Paul Blanchon³

1. Grado en Ciencias del Mar, Universidad de Alicante (asensiomontesinos@hotmail.com)

2. Departamento de Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente, Universidad de Alicante, Apdo. Correos 99, San Vicente del Raspeig, 03080 Alicante, España (hugo.corbi@ua.es)

3. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apdo. 1152, Cancún, 77500 Quintana Roo, México.

RESUMEN

Se presentan los primeros resultados del estudio de las asociaciones de foraminíferos bentónicos representadas en arrecife Puerto Morelos (México). Se analizaron muestras representativas de los distintos ambientes: playa subaérea, zona de batida, lagoon, back reef, cresta arrecifal, arrecife posterior y plataforma arenosa. El análisis llevado a cabo incluye tanto aspectos sedimentológicos (caracterización visual de ambientes sedimentarios y granulometrías), como aspectos ecológicos (identificación taxonómica y análisis semi-cuantitativo de las asociaciones de foraminíferos bentónicos). Los datos presentados representan el primer punto de partida para la caracterización eco-sedimentaria según foraminíferos de uno de los arrecifes de coral más representativos del Caribe, actualmente Parque Nacional de México.

INTRODUCCIÓN

Puerto Morelos es una población costera que se localiza en el estado Quintana Roo, en la península de Yucatán, frente al Mar Caribe, en México. La mayor parte de la costa del estado se encuentra protegida por estructuras arrecifales, que van desde arrecifes bordeantes y de barrera hasta formaciones de estructuras similares a atolones [1]. En su conjunto, forman parte del denominado Sistema Arrecifal Mesoamericano, el cual se extiende desde el norte de Quintana Roo hasta las islas de la bahía de Honduras. Dentro de este contexto, el propósito de esta comunicación es presentar los primeros resultados del estudio eco-sedimentario de los distintos ambientes sedimentarios representados en este arrecife, atendiendo principalmente a la distribución de foraminíferos bentónicos.

La zona de estudio se encuentra ubicada en Puerto Morelos donde se encuentra el Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos, declarado como tal 2 de febrero de 1998. Se extiende 21 km a lo largo del NE de la península de Yucatán [2]. La zona presenta escaso relieve y ausencia de ríos superficiales, debido a la naturaleza kárstica del terreno. Por otro lado, la zona costera está delimitada hacia la parte terrestre por bermas del Pleistoceno que presentan aproximadamente 10 m de altura, y hacia el mar por una barra arenosa de 2-3 m de altura y 100-200 m de ancho que constituye la línea de costa actual [3]. Entre estos dos rasgos, se origina un ambiente lagunar somero, con esporádico contacto con el mar adyacente. A lo largo de los bordes de las lagunas existen cinturones angostos de manglar *Rhizophora mangle*, así como en algunos parches aislados de las partes centrales de las cuencas, predominando una diversa vegetación de humedales en el resto del área. La comunidad de coral en esta zona, está bien conservada y mantiene un proceso de crecimiento

dinámico capaz de compensar los impactos y desastres naturales tales como los generados por los huracanes [2]. Además, el arrecife sustenta ricas comunidades biológicas que, como ya se ha mencionado, se encuentran bien conservadas y tienen valor ecológico, económico, recreativo, comercial, histórico, educativo, estético y para investigación, lo que le confiere al área una importancia singular en el contexto nacional. Teniendo en cuenta la topografía del fondo y las características bióticas de la zona se puede dividir el perfil de esta barrera arrecifal en seis ambientes sedimentarios zonas [3]: zona de batida, laguna, arrecife Oeste o posterior, cresta arrecifal, arrecife Este o frontal y plataforma arenosa. La amplitud y complejidad de esta zonación puede ser relativamente variable entre los arrecifes que conforman el parque nacional.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las 19 muestras de sedimento recolectadas para llevar a cabo este trabajo fueron tomadas por Hugo Corbí en invierno de 2014/2015, en diferentes puntos de Puerto Morelos mediante inmersiones con equipo autónomo y snorkel. Por otro lado, se realizó un muestreo complementario en Puerto Morelos y zonas próximas, llevado a cabo por Irene Peñalver Clavel en primavera de 2016 durante la estancia en la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Durante las inmersiones, se tomaron fotografías de los distintos ambientes representados. Los ambientes sedimentarios analizados corresponden a playa subaérea, zona de batida, lagoon arrecifal, arrecife posterior (back reef), cresta arrecifal, arrecife frontal (front reef) y plataforma arenosa.

En cada una de las muestras se realizaron las distintas técnicas: a) granulometrías utilizando tamices con luces de maya (8, 4, 2, 1, 0.5, 0.25, 0.125, 0.063 mm); b) levigado a través del tamiz de luz de malla 0,063 mm de 2 gramos de cada muestra; c) observación mediante lupa binocular e identificación taxonómica de foraminíferos bentónicos; d) análisis semicuantitativo de las asociaciones de foraminíferos bentónicos representadas contando e identificando al menos 150 foraminíferos por muestra; e) obtención de fotografías de Microscopio Electrónico de Barrido de las principales especies de foraminíferos representadas; y f) obtención de gráficos de distribución y curvas de correlación entre los parámetros obtenidos.

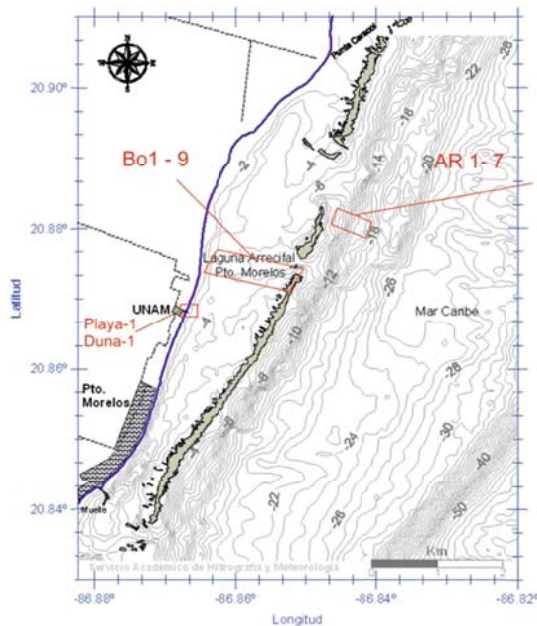


Fig. 1. Localización de las muestras analizadas en este estudio, en el contexto del arrecife Puerto Morelos (México).

RESULTADOS

Los principales resultados de esta investigación quedan recogidos en los siguientes apartados:

a) Las principales especies de foraminíferos representadas son: *Amphistegina lessonii*, *Archaias angulatus*, *Asterigerina carinata*, *Bigenerina nodosaria*, *Borelis pulchra*, *Broeckina orbitoloides*, *Clavulina tricarinata*, *Cymbaloporetta squamosa*, *Discorbis rosea*, *Eponides repandus*, *Heterostegina depressa*, *Homotrema rubrum*, *Laevipeneroplus proteus*, *Peneroplus pertusus*, *Planorbulina mediterraneensis*, *Quinqueloculina agglutinans*, *Quinqueloculina lamarckiana*, *Rosalina floridana*, *Sorites marginalis*, *Textularia agglutinans* y *Valvulina oviedoiana*. Para cada una de estas especies se ha realizado una descripción sistemática detallada, que incluye la sinonimia más destacada, los rasgos diagnósticos taxonómicos básicos y sus características ecológicas basadas en estudios equivalentes de sistemas arrecifales actuales [5].

b) Se han detectado asociaciones distintas para cada ambiente sedimentario (playa, lagoon, back reef, front reef y plataforma arenosa).

c) Existe una correlación entre el tipo de sedimento (principalmente granulometría) y el tipo de asociación de foraminíferos bentónicos detectadas.

d) La especie *Homotrema rubrum* presenta distintos estados tafonómicos en función del ambiente sedimentario en el que está presente.

e) Se ha calculado el índice "Foram Index", indicativo del estado actual del arrecife [6].

f) En algunas muestras recogidas en el lagoon arrecifal se detectaron foraminíferos planctónicos, probablemente transportados desde ambientes más profundos alejados del arrecife.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha desarrollado en el marco del proyecto de investigación GRE14-05 de la Universidad de Alicante.

REFERENCIAS

- 1 - Jordan Dalhgren, E. y Rodríguez-Martínez. 2003. Latin American Coral Reefs, Elsevier Science BV, p.131.
- 2 - Carabias Lillo, J., Provencio E., de la Maza Elvira, J., Gutiérrez Carbonell, D., Gómez Cruz, M. 2000. Programa de Manejo del Parque Nacional Arrecife de Puerto Morelos, México. Instituto Nacional de Ecología. México, 6 (1), 69-86.
- 3 - Ruiz-Rentería, F., B. I. van Tussenbroek & E. Jordán-Dalhgren. 1998. Puerto Morelos, Quintana Roo, México. Pp. 57-66. In Kjerfve, B. J. (Ed.) CARICOMP-Caribbean Coral Reef, Seagrass and Mangrove Sites. UNESCO, Paris. 345 p.
- 3 - Jordán, E., 1979. Estructura y composición de arrecifes coralinos en la región noreste de la Península de Yucatán, México. An. Inst. Cienc. Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón.
- 4 - Ibarra-Fernández, M.S., 2008. Geomorfología y facies del sistema arrecifal de Punta Maroma, México. Tesis de maestría Universidad Nacional Autónoma de México, 77 pp.
- 5 - Javaux, Emmanuelle J. and David B. Scott, 2003. Illustration of Modern Benthic Foraminifera from Bermuda and Remarks on Distribution in Other Subtropical/tropical Areas. Palaeontologia Electronica 6(4): 29pp.
- 6 - Hallock, P., Lidz, B., Cockey-Burkhard, E.M. y K.B., Donnelly, 2003. Foraminifera as bioindicators in coral reef assessment and monitoring: the Foram Index. Environmental Monitoring and Assessment 81: 221-238

Modeling the drift of floating marine litter in the NW Iberian waters

Diego Pereiro Rodríguez¹, Carlos Souto Torres¹ & Jesús Gago Piñeiro²

¹ Universidade de Vigo, Campus Universitario As Lagoas, Marcosende, s/n, 36310 Vigo, Spain.

² Instituto Español de Oceanografía (IEO), Subida a Radio Faro, 50-52, 36390 Vigo, Spain.

ABSTRACT

Field data from oceanographic surveys show a high concentration of floating litter in the Bay of Biscay. A Regional Ocean Modeling System was used to simulate the accumulation of marine litter in the Bay of Biscay during a period of 32 months, from May 2012 to December 2014. Marine litter items were represented as virtual particles initially deployed at random locations of the domain of the model. Virtual particles were tracked offline following a second-order advection scheme. Sea surface temperature and salinity results from the ocean model were compared data and *in situ* measurements from moored buoys. The distribution of numerical trajectories was statistically compared to that of real drifter data obtained from the Global Drifter Program, and the skill of the Lagrangian model was evaluated using the two-sample Kolmogorov-Smirnov test in a one-dimensional section. Marine litter persistence in one particular area was estimated by computing the cumulative sum of the number of virtual drifters during the entire period of simulation in that area. Ocean model results were in good agreement with observational data. Both numerical and real trajectories may share the same underlying distribution, thus supporting the results from the Lagrangian model. Virtual particles were more frequently found in the Bay of Biscay than in other regions of the domain of the model, although no accumulation was observed. A possible explanation could be that floating litter in the Bay of Biscay has a little residence time.

INTRODUCTION

Plastic litter items are worldwide distributed through the oceans and pose a serious threat to marine ecosystems and human health. Mesoplastics are broken into smaller pieces of plastic (so-called microplastics), which are easily ingested by the biota.

In order to adequately manage the problem of plastic pollution, it is necessary to study the dynamics of plastic particles in the ocean. It has been widely known that plastic debris are more concentrated in certain areas, so-called garbage patches, mainly in subtropical gyres due to Ekman convergence. However, it has been recently proposed that non-linear effects such as eddy mixing could provide a flux out of the patch locations [1]

Field data [2] and model results [3] suggest that the Bay of Biscay may behave like a small garbage patch. Mesoscale eddies play a large role in the circulation of the Bay of Biscay [4], and these structures may trap plastic debris temporarily. In this project, a Regional Ocean Modeling System (ROMS) configuration has been developed to simulate the drift of marine floating litter in the Bay of Biscay. Marine litter persistence has been estimated for the whole domain of the model.

MATERIAL & METHODS

In order to compute the evolution of the surface velocity field, the Regional Ocean Modeling System (ROMS) was used. The domain of the model covers the entire region of the Bay of Biscay (from 42°N 16°W to 48°N 0°). Mesoscale activity may play an important role in the accumulation of

marine floating litter in the Bay of Biscay. Therefore, a fine resolution grid (1/20°) was used to take small-scale processes into account.

Initial and boundary conditions were prescribed on a daily basis, starting from the 1st of May, 2012. Salinity, temperature and velocity fields were obtained from the Iberian-Biscay-Irish model, a Copernicus product freely available on the Internet.

Atmospheric forcing was introduced using bulk formulae. Meteorological data were obtained from the Weather Research and Forecast (WRF) model, operationally run at the weather forecast service of Meteogalicia. Meteorological data were prescribed in an hourly basis.

Monthly averages of river discharge from four rivers (Loire, Garonne, Adour and Minho) were used to simulate river runoff. Small rivers along the Cantabrian coast were not introduced into the model due to their low flow regime.

Sea surface temperature and salinity results from the ocean model were compared with *in situ* measurements from moored buoys. Temperature and salinity time series from moored buoys were obtained from different oceanographic stations of Puertos del Estado.

Marine floating litter was represented as virtual particles always laying on the free surface of the ocean. Hence, changes in particle density caused by either photodegradation or biofouling have not been taken into account. Virtual particles were tracked offline following a

second-order advection scheme [5,6]. In order to run this algorithm, surface velocity fields were used. Besides, the total velocity of a given particle was computed by adding up the 1% of the local wind speed. As a result, fitting between numerical trajectories and real drifters trajectories was significantly improved.

Virtual particles were initially deployed at random locations. The distribution of numerical trajectories was statistically compared to that of real drifter data obtained from the Global Drifter Program, and the skill of the Lagrangian model was evaluated using the same procedure as in [7].

RESULTS & DISCUSSION

Comparison between model results and real data is shown for the Bilbao buoy only (Fig. 1). The degree of agreement was estimated using Lin's concordance correlation coefficient. A value of $\rho_c = 0.986$ was obtained, indicating strong agreement between both series.

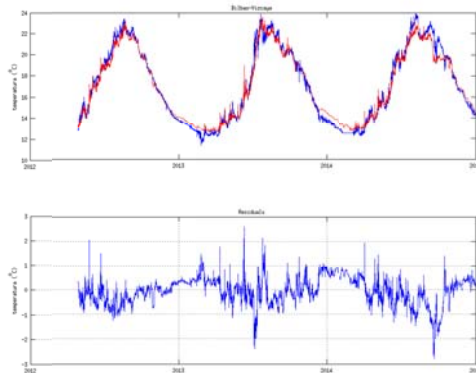


Fig. 1. Temperature time series: (a) comparison between ROMS (red) and Bilbao buoy (blue). Data from Puertos del Estado. (b) residuals

Marine litter persistence in one particular area was estimated by computing the cumulative sum of the number of virtual drifters during the entire period of simulation in that area. Results (Fig. 2) show that virtual particles are more frequently found in the Bay of Biscay than in other regions of the domain of the model. However, if the simulation is extended longer while no new virtual particles are added to the model, no accumulation is observed in the area. Therefore, some processes are removing the drifters from the Bay of Biscay and the higher persistence of marine litter in this area could only be explained through land inputs or particles coming from other regions of the ocean, such as the North Atlantic garbage patch.

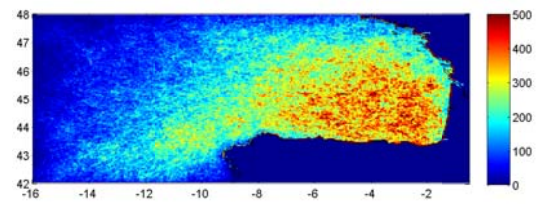


Fig. 2. Estimation of the persistence of marine floating litter in the Bay of Biscay. The numbers indicate how many times one virtual particle has been found in each cell.

REFERENCES

- 1 - Van Sebille E, England MH & Froyland G, 2012. Origin, dynamics and evolution of ocean garbage patches from observed surface drifters. *Environmental Research Letters*, 7:044040.
- 2 - Gago J, Henry M & Galgani F, 2015. First observation on neustonic plastics in waters off NW Spain (spring 2013 and 2014). *Marine Environmental Research*, 1-7
- 3 - Maximenko N, Hafner J & Niiler P, 2011. Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Marine Pollution Bulletin*, 65:51-62
- 4 - Caballero A, Ferrer L, Rubio A, Charria G, Taylor BH & Grima N, 2014. Monitoring of a quasi-stationary eddy in the Bay of Biscay by means of satellite, *in situ* and model results. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 106:23-37.
- 5 - Black KP & Gay SL, 1990. A numerical scheme for determining trajectories in particle models. *Acanthaster and the Coral Reef: A Theoretical Perspective*, 88:151-156.
- 6 - Lebreton LCM, Greer SD, Borrero JC, 2012. Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 653-661.
- 7 - van Sebille E, van Leeuwen PJ, Biastoch A, Barron CN & de Ruijter WPM, 2009. Lagrangian validation of numerical drifter trajectories using drifting buoys: Application to the Agulhas system. *Ocean Modelling*, 29:269-276.

The science of ocean predictions and operational oceanography: the new science paradigm

Nadia Pinardi¹, Francesco Trotta¹, Giovanni Coppini², Emanuela Clementi³, Claudia Fratianni³ & Ivan Federico²

¹ Department of Physics and Astronomy, Alma Mater Studiorum University of Bologna, Bologna (IT)

² Centro EuroMediterraneo sui Cambiamenti Climatici, Ocean Predictions and Applications, Lecce (IT)

³ Istituto Nazionale di Geofisica e Vulcanologia, Bologna section, Bologna (IT)

ABSTRACT

The science of ocean predictions has started in the eighties and it has rapidly advanced thereafter due to satellite sea level data availability and increasingly accurate numerical ocean models. The last ten years have seen great advances in this new sector of oceanography: numerical ocean models that resolve the mesoscales were implemented from the global ocean to the regional seas (scales of few km), data assimilation schemes capable to assimilate frequent ocean profiles and satellite data were developed, coupling between eulerian hydrodynamics and surface waves was started to better resolve the surface currents and nesting of unstructured ocean models allows to forecast properly the coastal, tidal and baroclinic currents at the resolution of few hundred meters. The predictability limit for ocean short term forecasts is of the order of several days, depending on the ocean variable and the accuracy of the atmospheric forcing forecast. The possibility to produce analyses and forecasts at the ocean mesoscales is underpinning our new capacity to understand ocean dynamics and investigate the climate variability of the ocean: ocean forecasting models in fact are also used to produce reanalyses that allow an accurate reconstruction of the mean and eddy components of the flow field and their relationship, describe water mass formation processes and study the ocean dynamics at unprecedented resolution and accuracy. On the other hand, the access to open data from the operational services and in particular the Copernicus Marine Environment Monitoring Service (<http://marine.copernicus.eu/>), allows to develop new ocean applications for the blue economy that were unthinkable few years ago, among others, accurate search and rescue decision support systems, oil spill forecasting and hazard mapping, efficient ship routing and good environmental status marine indicators.

Desde la Cuenca Interior de Galicia (NW Iberia) a las Masas de Hielo Noratlánticas

M. Plaza-Morlote¹, D. Rey¹, J.F. Santos², S. Ribeiro², D. Heslop³, A. Bernabéu¹, K.J. Mohamed¹, B. Rubio¹, V. Martins⁴.

¹ Departamento de Xeociencias Mariñas, Universidade de Vigo, Vigo, España. m.plaza.morlote@uvigo.es

² Departamento de Geociencias, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.

³ Research School of Earth Sciences, Australian National University Canberra, Australia.

⁴ Departamento de Paleontología, Faculdade de Geologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Brazil.

RESUMEN

Reconstruir las oscilaciones de las masas de hielo circum-atlánticas a través de las trayectorias de los icebergs es importante para mejorar el entendimiento de los forzamientos implicados en los cambios climáticos abruptos durante el Último Periodo Glaciar (UPG). Sin embargo, son pocas las investigaciones que involucran a la masa de hielo europea (EIS), centrándose en su mayoría en la masa de hielo Laurentina (LIS). El objetivo de este estudio es determinar la procedencia de los sedimentos asociados a los Eventos de Heinrich (HEs) en el testigo CI12PC3 recogido en la Cuenca Interior de Galicia (CIG) al Noroeste de Iberia. El uso combinado de los ratios isotópicos de ¹⁴³Nd/¹⁴⁴Nd y ⁸⁷Sr/⁸⁶Sr en la fracción gruesa junto con un análisis de desmezcla efectuado sobre las curvas de histéresis magnética de la muestra total sugiere a la EIS como el área fuente de mayor importancia en la CIG en lo referente a los seis últimos HE.

INTRODUCCIÓN

Son muchos los registros paleoclimáticos que muestran la inestabilidad climática acontecida durante el Último Periodo Glaciar (UPG). Todos ellos revelan la existencia de oscilaciones climáticas de escala milenaria, entre las que destacan los Eventos de Heinrich (HE) [1]. Estos eventos se definen como episodios de descargas masivas de icebergs en el Atlántico Norte. Su derretimiento da lugar a la sedimentación ubicua de niveles enriquecidos en material detrítico exótico (IRD), denominadas capas de Heinrich (HL). Hasta ahora las investigaciones se han centrado en el estudio de la masa de hielo Laurentino (LIS), y apenas han considerado el papel de otras masas como la europea (EIS). Este hecho ha impedido la comprensión integrada de los mecanismos que desencadenan el colapso de las masas de hielo circum-atlánticas; y en último término, el papel que tienen en la compleja climatología del Cuaternario.

ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio se encuentra localizada, en la Cuenca Interior de Galicia (CIG) en el NW del Margen Ibérico (Fig.1). Sus sedimentos están constituidos por material mixto biogénico y detrítico. Las áreas fuente principales son los ríos Duero y Miño, así como el retrabajamiento de materiales de la plataforma y talud continentales. La zona ha estado sometida a descargas eventuales de IRD durante el UPG [2].

MATERIAL Y MÉTODOS

Los resultados de este estudio se derivan principalmente del testigo de pistón CI12PC3, recogido en la CIG, a lat. 42°18'38''N y long. 10°0'16''W, a 2530 m de profundidad (Fig.1).

La estrategia metodológica comprende análisis de hierro (Fe), Titanio (Ti), Calcio (Ca), Silicio (Si) y Estroncio (Sr) por fluorescencia de rayos (XRF) por medio de un escáner de alta resolución ItraxTM; de carbono total (TC) y carbono inorgánico total (TIC) utilizando el Macroanalizador elemental LECO CNS2000; de tamaño de grano a través de un Coulter LS13320 (Beckman); petrográficos bajo un Microscopio Electrónico de Barrido JEOL JSM-6700f operando en modo de retrodispersados; y de la susceptibilidad magnética por unidad de masa usando un Kappabridge KLY3. Todos estos análisis se realizaron en la Universidad de Vigo.

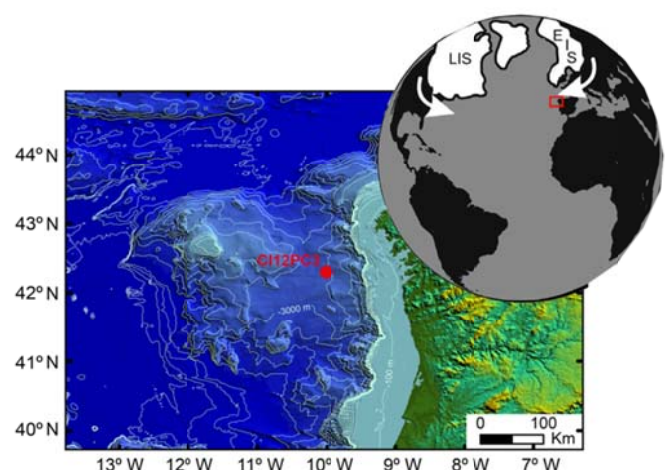


Fig. 1. Zona de estudio. Arriba derecha: Extensión aproximada de la EIS and LIS en sombreado blanco. El recuadro rojo marca el área de estudio que se detalla en la imagen inferior (modificado de [3]). Abajo: Cuenca Interior de Galicia con la localización del core CI12PC3.

A ellos hay que añadir la determinación de ciclos de histéresis magnética efectuados en el MicroMag del CENIEH en Burgos; la realización de curvas termomagnéticas con una Balanza de Traslación de Campo Variable MMVFTB en el Laboratorio de Paleomagnetismo de la Universidad de Burgos; las relaciones isotópicas de neodimio y estroncio llevadas a cabo en la Universidade de Aveiro y la realización de 12 determinaciones de edad radiocarbónica por AMS realizadas por Beta Analytic Inc.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

-Firma isotópica

La firma isotópica de los IRD en nuestro registro sedimentario muestra dos principales procedencias, europea y laurentina. Destaca de manera notable la importancia de la EIS, ya que los últimos seis HE muestran IRD cuya firma isotópica señala a esta masa de hielo, siendo 4 de ellos los que denotan también a la LIS como área fuente (Fig.2).

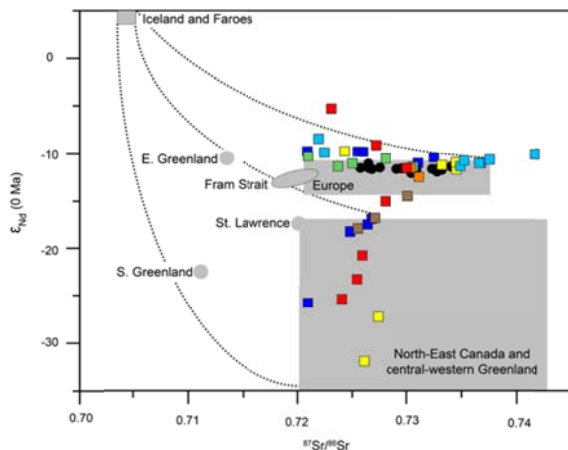


Fig. 2. ϵ_{Nd} vs $^{87}Sr/^{86}Sr$. Círculos negros – horizontes fuera de las HLs. Cuadrados - HL1 (azul oscuro), HL2 (rojo), HL3 (verde claro), HL4 (amarillo), HL5 (marrón), HL5a (naranja) and HL6 (azul claro). Áreas sombreadas en gris - - potenciales áreas Fuente adaptadas de [4], [5] y [6]. Líneas punteadas representan posibles hipérbolas de mezcla entre fuentes.

-Propiedades magnéticas de histéresis

El modelo de desmezcla [7] efectuado sobre los FORCs, medidos en la muestra total, genera tres miembros finales definidos por tres de las muestras analizadas. Cada una de las ellas posee un comportamiento magnético diferenciado, y a su vez una procedencia característica (local/regional, EIS o LIS). Las restantes muestras analizadas se resuelven como mezclas de estos 3 miembros finales, pero en todos los casos uno de ellos es mayoritario. Estos resultados indican que, en la mayor parte de los casos, y para un mismo lapso de tiempo, el origen de las aguas de deshielo (sedimentos finos resilentes) coincide con el de los IRD.

En conclusión, los icebergs que alcanzaron la CIG durante el UPG proceden principalmente de EIS y en segunda instancia de la LIS. Además la sedimentación de materiales procedentes de la LIS siempre aparece precedida de sedimentos procedentes de la EIS. Estos resultados sugieren una respuesta diferente de la EIS y de la LIS ante el debilitamiento de la AMOC.

AGRADECIMIENTOS

M.P.M. agradece a la Universidade de Vigo su beca predoctoral. Este trabajo ha sido financiado por el proyecto MINECO CGL2010-16688 y XUNTA EM2012/142 así como por el Programa de Consolidación y estructuración de Unidades de Investigación Competitiva de la Xunta.

REFERENCIAS

- 1 - Heinrich, H., 1988. Origin and consequences of cyclic ice rafting in the Northeast Atlantic Ocean during the past 130,000 years. *Quaternary Research* 29, 142-152.
- 2 - Martins, V., Santos, J.F., Mackensen, A., Dias, J.A., Ribeiro, S., Moreno, J.C., Soares A.M., Frontalini, F., Rey, D., Rocha, D., 2013. The sources of the glacial IRD in the NW Iberian Continental Margin over the last 40 ka. *Quaternary International* 318, 128-138
- 3 - Toucanne S., Soulet G., Freslon N., Jacinto R. S., Dennielou B., Zaragosi S., Eynaud F., Bourillet J.F., Bayon G., 2015. Millennial-scale fluctuations of the European Ice Sheet at the end of the last glacial, and their potential impact on global climate. *Quaternary Science Reviews*, 123, 113-133.
- 4- Grousset, F.E., Cortijo, E., Huon, S., Hervé, L., 2001. Zooming in HL. *Paleoceanography* 16, 240-259.
- 5- Hemming, S.R., 2004. Heinrich Events: massive late Pleistocene detritus layers of the North Atlantic and their global climate imprint. *Review of Geophysics* 42, 1-43.
- 6- Snoeckx, H., Grousset, F.E., Revel, M., Boelaert, A., 1999. European contribution of ice-rafted sand to Heinrich layers H3 and H4. *Marine Geology* 158, 197-208.
- 7 - Heslop, D., Roberts, A. P., 2012. A method for unmixing magnetic hysteresis loops, *Journal of Geophysical Research* 117, B03103.

Biofouling en cascos de embarcaciones deportivas en el Mar Menor y Santa Pola (SE Península Ibérica)

Alfonso Angel Ramos Esplá & Francisco González Carrión

Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Universidad de Alicante

RESUMEN

Se ha realizado un estudio taxonómico y de la comunidad de biofouling en los cascos de los barcos deportivos de San Pedro del Pinatar y Santa Pola. Para poder interpretar las diferentes comunidades es necesario tener en cuenta factores como el puerto, orientación del barco, temperatura y salinidad. El objetivo de este estudio fue hacer ver el recubrimiento de biofouling en dos barcos de diferentes puertos y además un estudio taxonómico de las diferentes especies que aparecen. Se muestrearon 1 barco por cada puerto en 2015 durante la estación de invierno. Se aplicaron técnicas multivariantes para demostrar las posibles diferencias entre el biofouling de San Pedro del Pinatar y el de Santa Pola.

INTRODUCCIÓN

Las especies marinas exóticas pueden ser introducidas en nuestras aguas por distintas vías. Por ejemplo pueden ser introducidas para la pesca u otros fines. Muchas de las especies se han introducido de forma involuntaria mediante aguas de lastre. Además estos organismos se pueden fijar en los cascos de los barcos.

En el medio marino, la variedad de organismos que causan biofouling es muy amplia, desde bacterias a algas (micro y macroalgas) e invertebrados, tanto sésiles (esponjas, hidrozooos, antozoos, briozoos, poliquetos serpúlidos, ascidias...), como móviles y asociados a los organismos fijos (moluscos, crustáceos, poliquetos 'errantes...'). En este sentido los cascos de los barcos constituyen una plataforma ideal en la que asentarse.

Según un estudio realizado por Molnar *et al.* (2008), se pudo estimar que para 329 especies marinas invasoras, el transporte marítimo era la ruta más común de entrada de estos organismos (69%), seguido por la acuicultura el 41% y el comercio de acuarios (6%). Del 69% de especies que se han introducido por vía marítima, el 38% fueron por la fijación de los organismos en los cascos de los barcos y el 31% por el agua de lastre.

El objetivo principal es estudiar el biofouling de cascos de embarcaciones deportivas de poliéster, en particular la fracción del macrozoobentos.

Como objetivos específicos:

1. Estudio taxonómico de las especies de macrozoobentos (sésil y móvil) del biofouling.
2. Comparación del biofouling en dos puertos deportivos con ambientes diferentes: i) ambiente lagunar hiperhalino (Mar Menor, Murcia); ii) ambiente no lagunar y euhalino (Santa Pola, Alicante).
3. Distribución del biofouling en el casco de las embarcaciones y comprobar si existen diferencias significativas entre babor/estribor y superficie/fondo.

Al respecto, una hipótesis que se plantea en este trabajo, si hay diferencia en el recubrimiento por los organismos sésiles según la orientación del barco en el fondeo (p.e. parte más iluminada).

MATERIAL Y MÉTODOS

Los muestreos se realizaron en los puertos deportivos de San Pedro del Pinatar (Mar Menor, Murcia: 37°49'00.13"N y 00°47'03.71" W) y Santa Pola (Alicante: 38°11'19.93"N y 00°33'50.46" W). La distancia aproximada entre ambos puertos es de 59km (Fig. 1).



Fig.1. Localización de los puertos de muestreo

Dentro de cada una de las orientaciones (babor/estribor) niveles (superficial, medio y profundo), junto con la popa, se tomó una muestra de 20x20 marcada por un cuadrado metálico y extraída por medio de una espátula; obteniendo 7 muestras por embarcación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las muestras del biofouling han aportado organismos del macrozoobentos, tanto sésil como móvil.

Tabla 1. Resultados Cluster y nMDS

CLUSTER Y nMDS	
Entre muestras (CLUSTER)	Mostró una clara separación entre los dos ambientes estudiados.
Entre muestras (MDS)	Mostró una ordenación de las diferentes zonas y profundidades, quedando agrupadas las muestras de San Pedro del Pinatar, excepto la zona de babor profundo que queda aislada.
Entre especies (CLUSTER)	Ciona intestinalis y Haliciona oculata quedan aisladas del resto debido a que ambas especies aparecen en un solo lugar y en poca cantidad.
Entre especies (MDS)	Mostró una ordenación de las diferentes especies, quedando aisladas H. uncinata, B. schlosseri, H. oculata y C. intestinalis

Se han realizado dos ANOVAS de dos factores con el objetivo de ver si existen diferencias significativas entre el biofouling de las embarcaciones de los puertos de San Pedro del Pinatar y Santa Pola y entre las orientaciones estribor y babor, en cuanto al recubrimiento. El otro ANOVA, también de dos factores, para ver si existen diferencias entre las diferentes profundidades en cuanto al recubrimiento.

Se observa que en los resultados de ANOVA no aparecen diferencias significativas en la interacción puerto: orientación, obteniendo un p-valor > 0.05.

Tabla 2. ANOVA 2 factores. Puerto – Orientación

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Puerto	1	784	784.1	0.1257	0.7321
Orientacion	1	18019	18018.7	2.8887	0.1276
Puerto:orientación	1	7057	7056.7	1.1313	0.3185
Residuals	8	49901	6237.7		

Se observa que en los resultados de ANOVA no existen diferencias significativas con respecto al puerto ni con respecto a la profundidad. Se observa que en el factor profundidad aparece un p-valor = 0.055.

Tabla 3. ANOVA 2 factores. Puerto – profundidad

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Puerto	1	4829	4829	0.6858	0.42692
Profundidad	1	33180	33180	4.7125	0.05509
Puerto:profundidad	1	27	27	0.0038	0.95209
Residuals	10	70409	7041		

Los barcos con un año fondeados no existen diferencias significativas entre un puerto y otro.

A pesar de ello se han visto que el recubrimiento del biofouling es superior en el casco con iluminación solar que en el que no incide la luz.

El género *Bugula* spp ha sido importante en el estudio taxonómico ya que han dominado el ambiente de San Pedro del Pinatar y Santa Pola. En San Pedro ha aparecido *Bugula stolonifera* y en Santa Pola *Bugula neritina*.

Otro punto importante en la taxonomía es que no todas las especies son comunes, como *Diplosoma listerianum*, *Syela canopus*

Se han obtenido diferencias en algunas áreas del estudio que aunque no sean significativas han ayudado a interpretar los resultados.

El análisis estadístico mediante ANOVA de dos factores reveló que no existen diferencias significativas en cuanto al recubrimiento entre el barco de San Pedro del pinatar y Santa Pola.

No existen diferencias significativas en cuanto a la profundidad entre San Pedro del Pinatar y Santa Pola, aunque los resultados podrían ser interpretables.

AGRADECIMIENTOS

Yoana del Pilar Ruso, Francisca Giménez Casalduero, Jose Jacobo Zubcoff Vallejo, Victoria Fernández González, Jose Miguel González Correa, Andrés Izquierdo Muñoz y CIMAR.

REFERENCIAS

- Molnar JL, Gamboa RL, Revenga C & Spalding MD (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Front. Ecol. Environ.*, 6: 1-34 pp.
- Murray, C.C., Pakhomov, E.A. & Therriault, T.W. 2011. Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Divers. Distrib.*, 17: 1161-1172 pp

Descripción y análisis de las pesquerías de tiburón azul (*Prionace glauca*, Linnaeus 1758) en el Océano Atlántico

Sara Rendal-Freire¹, Carlos Montero-Castaño² & José Juan Castro-Hernández³

¹ Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

² Marine Stewardship Council (MSC).

³ Departamento de Biología de la Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

RESUMEN

Prionace glauca es considerada la especie de tiburón oceánico más abundante y de más amplia distribución, y constituye el 70% de las capturas totales de tiburones del Atlántico, siendo España una de las principales naciones que más capturas registran. Debido a esto, es necesario aumentar el conocimiento sobre el estado actual de sus poblaciones en el Atlántico. Para ello, se llevó a cabo una revisión bibliográfica exhaustiva sobre esta especie en el Atlántico; se elaboraron cuestionarios dirigidos a los principales actores involucrados en esta pesquería, para obtener información directa sobre su estado actual; y, por último, se aplicó el Principio 1 de las herramientas del programa de certificación de pesquerías sostenibles del Marine Stewardship Council (MSC). Con la información obtenida, se concluyó que la biomasa de los dos stocks de *Prionace glauca* del Atlántico (N y S) se encuentra en un nivel de sostenibilidad, aunque son necesarias mejoras en su gestión y conocimiento.

INTRODUCCIÓN

La vulnerabilidad inherente de los tiburones a la sobreexplotación está bien documentada, debido fundamentalmente a su lento crecimiento y baja fecundidad. Ya en 1998, el PAI-Tiburones de FAO [1] concluía que la mayoría de las poblaciones de especies de tiburones alrededor del mundo se encontraban severamente reducidas.

En los últimos años, estas pesquerías se han expandido conforme aumentaba el valor económico de sus productos derivados (en el mercado de aletas y en la industria farmacéutica y cosmética, principalmente), mientras otras valiosas pesquerías comenzaban a mostrar síntomas de agotamiento [2]. De hecho, los datos disponibles sugieren que los desembarcos se han incrementado en un 227% desde 1950 hasta su pico en 2003, a partir del cual han caído un 15% [3]. A pesar de esto, la mayoría de estas pesquerías no están siendo reguladas, y la imposición de cuotas de captura, límites de tallas o protección de áreas (como AMPs o hábitats esenciales) para especies de tiburones oceánicos se ve obstaculizada por la escasez de datos de buena calidad sobre capturas totales e identificación de especies [2].

España es una de las cinco naciones que más capturas de *Prionace glauca* registran desde 1997 [4]. Su flota palangrera es la más importante de Europa y, además, es uno de los tres mayores exportadores de aletas de tiburón al mercado asiático [4]. En general, los palangreros de superficie del Atlántico tienen como objetivo especies de alto valor comercial, como túnidos (*Thunnus spp.*) o pez espada (*Xiphia gladius*), pero dadas las reducciones generales en la abundancia de éstas, así como las medidas de gestión que limitan sus capturas, los tiburones pelágicos son hoy en día también objetivo de esta flota. De hecho, la

pesca dirigida al pez espada ha dado paso a una pesquería bi-específica dirigida también al tiburón azul. Así, constituye el 70% de las capturas totales de tiburones pelágicos del Atlántico y es el mayor componente del comercio de aletas de tiburón [3]. Sin embargo, se cree que los datos globales de capturas disponibles a nivel mundial subestiman tanto la captura actual como la mortalidad [5].

Dado el descenso de la población en el Atlántico y la presión pesquera ejercida por la flota española, existe una necesidad crítica de aumentar el conocimiento sobre su biología, ecología, distribución y comportamiento, así como sobre el estado real de sus poblaciones sometidas a pesca, para gestionarlas adecuadamente y asegurar su sostenibilidad.

MATERIAL Y MÉTODOS

En primer lugar, se llevó a cabo una exhaustiva revisión bibliográfica sobre la biología, ecología y pesquerías españolas de *Prionace glauca* en el Océano Atlántico. Los datos de capturas y desembarcos se tomaron de las estadísticas de ICCAT, FAO, EuroStat y Estadísticas Pesqueras Nacionales de España.

Posteriormente, se identificaron y contactaron a los principales actores involucrados en esta actividad, para ser entrevistados y encuestados mediante dos vías: por correo electrónico o directamente en Galicia, puesto que Vigo es el principal puerto europeo de desembarco de *Prionace glauca*. Así, los cuestionarios fueron dirigidos a patrones de pesca, armadores, responsables de asociaciones pesqueras, observadores e inspectores pesqueros, científicos y miembros de la Administración Pública. De este modo, se obtuvo información de primera mano para caracterizar la flota palangrera española y su campaña de

pesca, las zonas y épocas de agregación de *Prionace glauca*, cómo se lleva a cabo el seguimiento de esta flota y los principales problemas a los que se enfrenta la pesquería. En general, permitió conocer el estado de esta especie en el área de estudio bajo la presión pesquera actual.

Finalmente, se aplicaron las herramientas del programa de certificación de pesquerías sostenibles de MSC. En concreto, el Principio 1 de la versión del estándar 2.0, que analiza, a través de 6 indicadores, el estado de la población en función de la biomasa que existe respecto al Máximo Rendimiento Sostenible (RMS) y las medidas de gestión de la pesquería.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Prionace glauca en el Atlántico está ampliamente distribuida entre los 60°N y los 50°S, preferentemente entre los 7-16°C y desde la superficie hasta los 350 m de profundidad. Es un tiburón relativamente grande, que puede alcanzar los 383,5 cm de longitud total (TL). El 50% de los machos en el Atlántico son sexualmente maduros a los 218 cm TL y a los 4-6 años y, en el caso de las hembras, la TL de maduración es de 221 cm, que alcanzan a los 5-7 años. Se trata de una especie vivípara, cuyo periodo de gestación dura 9-12 meses, con unos 30 embriones, aunque puede ocasionalmente superar los 100. Esta especie constituye, de las 1118 especies existentes de condriictos, el tiburón oceánico más productivo y resiliente a la pesca. Se cree que la reproducción se produce en primavera-verano, mientras que la época de cría tiene lugar a finales del invierno en el Atlántico Central.

Los palangreros de superficie españoles capturan en el Océano Atlántico un 67% de especies de tiburón (principalmente *Prionace glauca* y *Isurus oxyrinchus*), un 27% de pez espada y una pequeña proporción de túnidos. El palangre de superficie es un arte de pesca que consta de un cabo principal o madre, provisto de flotadores, boyas o corchos, del que cuelgan a intervalos definidos las brazoladas a las que se arman los anzuelos mediante sedales.

Prácticamente, la totalidad de las capturas mencionadas son obtenidas por la flota con base en Galicia y vendidas en sus puertos. Ésta está compuesta por buques congeladores, con una eslora de entre 30 y 42 metros, que emplean 1100-1500 anzuelos por serie, y usan como cebo generalmente caballa (*Scomber spp.*) y pota (*Illex coindetii*). La pesca de esta especie parece estar concentrada en tres regiones principales: (i) una zona central delimitada por la Corriente del Golfo, la zona de convergencia entre la Corriente del Atlántico Norte y la Corriente del Labrador, y las islas Azores, (ii) un área más pequeña al oeste de la Península Ibérica y (iii) pequeñas áreas dispersas en el noroeste africano. Las ORPs son las responsables de gestionar estas pesquerías. La ICCAT, en concreto, es la responsable de la conservación de las pesquerías de túnidos y especies afines en el Atlántico y mares adyacentes. Originalmente, analizó el estado ambiental de *Prionace glauca* a través de la metodología de Evaluación de Riesgo Ecológico (ERA), y ya desde el año 2008 se ha aplicado una evaluación de stock al uso. Los datos oficiales de ICCAT son los empleados en el análisis de sostenibilidad de MSC.

El Principio 1 de MSC tiene como objetivo garantizar que los niveles de biomasa de la especie objetivo sean sostenibles en el tiempo. Pese a que los resultados son inciertos debido al grado de incertidumbre elevado de los datos oficiales, se estima que la biomasa de los stocks de *Prionace glauca* del Atlántico se sitúa por encima de la biomasa que permite el RMS, es decir, estos stocks no están en situación de sobrepesca. A pesar de esto, ICCAT (2013) recomienda mejorar el reporte de datos sobre capturas de tiburones, para guiar con precisión la gestión pesquera hacia niveles óptimos de extracción (Tareas I y II, Recomendación 04-10). Por su parte, el I.E.O., en colaboración con Azti-Tecnalia y con la flota palangrera, es el organismo responsable en España del seguimiento de estas pesquerías y del aporte de los datos para el ejercicio de evaluación de stock de ICCAT. Además, se están llevando a cabo proyectos científicos de marcado y liberación de tiburón azul para conocer su distribución espacial, migraciones y hábitats esenciales, entre otros. Con la información obtenida, aplicando los indicadores del Principio 1 de MSC, se concluye que los dos stocks de *Prionace glauca* del Atlántico (N y S), se encuentran en un estado de sostenibilidad aceptable pero mejorable, y por lo tanto son necesarias mejoras en su gestión y conocimiento.

REFERENCIAS

- 1 – FAO, 1998. International Plan of Action for the conservation and management of sharks. Document FI: CSS/98/3. FAO Fisheries Department Consultation on the management of fishing capacity, shark fisheries and incidental catch of seabirds in long-line fisheries. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, October 1998.
- 2 – Queiroz, N., Humphries, N.E., Mucientes, G., Hammerschlag, N., Lima, F.P., Scales, K.L., Miller, P.I., Sousa, L.L., Seabra, R., Sims, D.W., 2016. Ocean-wide tracking of pelagic sharks reveals extent of overlap with longline fishing hotspots. PNAS, www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1510090113.
- 3 – Clarke, S., Sato, M., Small, C., Sullivan, B., Inoue, Y. and Ochi, D., 2014. Bycatch in Longline Fisheries for Tuna and Tuna-like Species: a Global Review of Status and Mitigation Measures. Scientific Committee Tenth Regular Session. Western and Central Pacific Fisheries Commission.
- 4 – FAO, 2014. El estado mundial de la pesca y la acuicultura: Oportunidades y desafíos. Parte 2, Algunos problemas de la Pesca y la Acuicultura: Los retos constantes de la conservación y ordenación de los tiburones. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- 5 – Clarke, S.C., McAllister, M.K., Milner-Gulland, E.J., Kirkwood, G.P., Michielsens, C.G.J., Agnew, D.J. *et al.*, 2006. Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets. Ecology Letters, 9, 1115–1126.

Determinación de irgarol 1051 y diuron en organismos marinos usando métodos de extracción acoplados a la cromatografía líquida con detector de espectrometría de masas.

Lia Gracy Rocha Diniz¹, Cristina Afonso-Olivares², María Esther Torres-Padrón², Sarah Montesdeoca-Esponda², Rayco Guedes-Alonso², Eny Maria Vieira¹, Teresa Cristina Rodrigues dos Santos Franco¹, Zoraida Sosa-Ferrera² & José Juan Santana-Rodríguez^{2*}

¹Laboratório de Química Analítica Ambiental e Ecotoxicologia. Instituto de Química de São Carlos - USP. Laboratório de Química Analítica e Ecotoxicologia -LAEC. Universidade Federal do Maranhão - UFMA

²Instituto Universitario de Estudios Ambientales y Recursos Naturales (i-UNAT), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017. Las Palmas de Gran Canaria (Spain).

RESUMEN

Irgarol 1051 y diuron son algunos de los biocidas más utilizados en pinturas y se ha demostrado que afecta negativamente a numerosos organismos marinos. En este trabajo se presenta la optimización y comparación de dos métodos de extracción: extracción asistida por microondas (Microwave Assisted Extraction, MAE) y extracción por ultrasonidos (Ultra Sound Extraction, USE), acoplados a cromatografía líquida con espectrometría de masas (LC/MS) para su determinación en moluscos. Los resultados obtenidos mostraron que MAE fue el método más efectivo para la extracción de estos compuestos biocidas, presentando recuperaciones aceptables y límites de detección (LODs) y cuantificación (LOQs) comparables con otros métodos. La precisión fue evaluada para distintos niveles de concentración (50, 100 y 250 ng·g⁻¹) obteniendo desviaciones menores al 12.0% (n = 6).

La aplicabilidad del método propuesto se evaluó en distintas especies de moluscos recogidas en playas de España y Brasil.

INTRODUCCIÓN

Las pinturas anti-incrustantes son una de las principales fuentes de contaminación marina. Pueden contener compuestos inorgánicos, orgánicos u organometálicos. Su función es prevenir el crecimiento y desarrollo de organismos incrustantes (biofouling), aumentar la eficiencia operativa de los barcos y garantizar la protección adecuada reduciendo los costes relacionados con los servicios de mantenimiento y el gasto de combustible [1].

La industria ha desarrollado revestimientos anti-incrustantes que incluyen, principalmente, compuestos orgánicos no metálicos como irgarol 1051 (2-metil-4-terc-butilamin-6 -ciclopropilamin-s-triazina) y diurón (N-(3,4-diclorofenil) -N, N-dimetil urea). El uso de ambos compuestos se ha incrementado en los últimos años [2] y también se conoce su toxicidad en algunas especies marinas así como la inhibición de su crecimiento a concentraciones de ng·L⁻¹ y µg·L⁻¹ [3, 4].

A pesar de que el uso de ambos biocidas ha sido restringido en algunos países europeos, se hace necesario recabar información sobre la presencia de estas sustancias en organismos marinos, como los moluscos. Por ello, es importante desarrollar nuevos métodos analíticos para la cuantificación de irgarol 1051 y diurón en matrices bióticas.

Debido a que estos compuestos están generalmente presentes a nivel de traza, son necesarios métodos de tratamiento de muestras (extracción, limpieza y preconcentración) que, acoplados a técnicas cromatográficas con sistemas de detección apropiados permitan su determinación a los niveles de concentración requeridos.

En este trabajo, hemos desarrollado y comparado dos métodos de extracción, la extracción asistida por microondas (MAE) y la extracción por ultrasonidos (USE) acoplados a cromatografía líquida (LC) con espectrometría de masas (MS) para la determinación de irgarol 1051 y diurón en tejidos blandos de moluscos. Se optimizaron los parámetros que afectan a ambas técnicas de extracción con el fin de obtener los mejores resultados, siendo MAE seleccionado para la determinación de los compuestos biocidas en organismos de São Luís - Maranhão (Brasil) y Gran Canaria (España).

MATERIAL Y MÉTODOS

Las especies de molusco seleccionadas para realizar el análisis de biocidas fueron *Monodonta turbinata* y *Stramonita haemastoma* procedente de las costas de las islas de Gran Canaria (España) y São Luís (Brasil),

respectivamente. Las conchas de los organismos se separaron, para realizar únicamente el tratamiento de tejidos blandos, que fueron sometidos a liofilización.

MAE se llevó a cabo con un microondas con rotor 6 EVAP y vasos 6 MF 100 PTFE (Anton Paar, Graz, Austria) mientras que para USE se utilizó un baño ultrasónico USC-100TH a 30 W y 45 kHz de frecuencia (VWR, USA).

Se usaron 100 mg de muestra para realizar ambos tipos de extracción. Todas las experiencias se realizaron por triplicado. Se introdujo la muestra en un volumen óptimo de disolvente y fue sometida a extracción por ultrasonidos o microondas aplicándole las condiciones óptimas. Finalmente, en ambos casos, la muestra se filtró y se llevó a sequedad para reconstituir con 1 mL de metanol, cuyo extracto fue analizado.

Para realizar la determinación de los compuestos se empleó un equipo de LC-MS con una fuente de ionización en electrospray (ESI) (Varian, Palo Alto, California). La muestra (10 μ L) se inyectan en el sistema a una velocidad de flujo de 0.2 ml \cdot min⁻¹, siguiendo el programa de gradiente que comienza con agua:metanol en una proporción de 60:40 % (v/v) y se mantiene durante dos minutos. Luego, alcanza porcentajes de metanol de 60, 70 y 100 % en 7, 9 y 11 min, respectivamente, y se mantiene durante un minuto para volver a las condiciones iniciales. El análisis tiene una duración de 15 min.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se evaluaron las variables que afectan a los procesos de extracción MAE y USE.

Para MAE se optimizaron la potencia del microondas, el tiempo de extracción y el volumen de extractante. Para determinar las condiciones óptimas se realizó un diseño experimental, 2³, para potencia (100 y 800 W), tiempo (2 y 6 min) y volumen (5 y 10 mL). Una vez estudiados los resultados de este diseño, se realizó una segunda malla con las variables que presentaron mayor influencia (potencia y tiempo) a tres niveles (diseño experimental 3²). Las condiciones óptimas para llevar a cabo la extracción fueron: 1000W de potencia durante 1 min, utilizando un volumen de 5 mL de metanol como extractante.

Por otra parte, en lo que respecta a USE, se evaluaron las dos variables que afectan a ésta: tiempo de extracción y el volumen de extractante. Para ello se realizó, al igual que para la extracción MAE, un diseño experimental de dos variables a tres niveles. Los mejores resultados se obtuvieron con 2.5 mL of metanol y 15 min de tiempo de ultrasonidos para ambos compuestos.

Como se puede comprobar en la Figura 1, las recuperaciones obtenidas con el método basado en microondas, variaron entre el 50 y el 70% aproximadamente para el diuron y fueron superiores al 80% para el irgarol 1051. Las recuperaciones del método de extracción basado en ultrasonidos fueron más bajas (entre el 20 y el 50% para el diuron y menores del 50%

para el irgarol 1051). Por todo ello se eligió como método óptimo la extracción asistida por microondas.

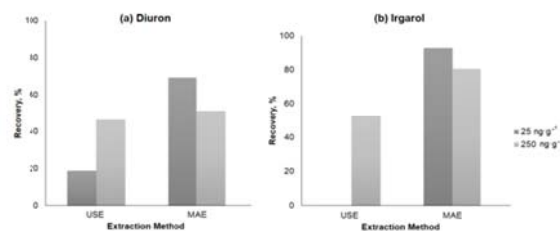


Figura 1. Recuperaciones obtenidas para (a) diuron y (b) irgarol 1051.

Una vez elegida la metodología óptima se calcularon los parámetros analíticos (linealidad, límites de detección y cuantificación y precisión).

Finalmente, la metodología fue validada en muestras reales de dos especies de moluscos gasterópodos marinos, concretamente *Monodonta turbinata*, procedente de las costas de Gran Canaria (España) y *Stramonita haemastoma* recogido en las costas de la isla de San Luis (Brasil), con buenos resultados.

AGRADECIMIENTOS

Lia G. R. Diniz agradece la financiación de CAPES (99999.012700/2013-04) y a los Dres. Eduardo Bessa Azevedo y Ana Luiza de Toledo Fornazari su aportación al diseño experimental de este trabajo.

REFERENCIAS

- 1 - Castro IB, Westphal E & Fillmann G, 2011. Tintas anti-incrustantes de terceira geração: novos biocidas no ambiente aquático. *Quim Nova*, 34: 1021-1031.
- 2 - Mochida K, Fujii K (2009) In: Arai T, Harino H, Ohji M, Langston WJ (ed) *Ecotoxicology of Antifouling Biocides*, 1rd edn. Springer, Tokyo.
- 3 - Haynes D, Ralph P, Prange, J., Dennison, B. (2000) The Impact of the Herbicide Diuron on Photosynthesis in Three Species of Tropical Seagrass. *Mar Pollut Bull*, 41: 288 - 293.
- 4 - Franco-Barrios A, Torres-Padrón, ME, Sosa-Ferrera Z, Santana-Rodríguez JJ. (2014) Development and Application of a Microwave-Assisted Extraction and LC/MS/MS Methodology to the Determination of Antifouling Booster Biocides in Sea Mulletts (*Mugil cephalus*) Organisms. *JAOC Int.*, 1: 197-204.

Effect of currents on the connectivity among spiny lobster *Panulirus penicillatus* populations in the Indian Ocean

L. Rodríguez¹, M. Gómez-Gesteira¹ & F. Santos^{1,2}

¹ EPhysLab, Departamento de Física Aplicada, Facultad de Ciencias, Universidade de Vigo, As Lagoas 32004 Ourense, España, larodriguez@uvigo.es Phone (0034) 988 38 74 27, Fax: (0034) 988 38 72 27

² CESAM, Departamento de Física, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal

ABSTRACT

This study focuses on the connectivity of the spiny lobster *Panulirus penicillatus*, which is widely distributed in the Indian Ocean. The aim is to analyze the effect of currents on the connection between different populations of the species under study. Lagrangian numerical simulations were run using information of the Indian Ocean currents (velocity field provided by the Simple Ocean Data Assimilation model (SODA)) and biological parameters of the spiny lobster (spawning areas and season, vertical migration and larval duration) over the period 1958-2008.

INTRODUCTION

The role of ocean current on larval dispersion and connectivity of marine populations was analyzed in previous studies, as for example [1, 2]. In some cases [3] by using simple lagrangian models (only advection and diffusion processes). However ocean currents and biological characteristics are equally important to analyze larval dispersion. Therefore in this study biological parameters of spiny lobster *Panulirus penicillatus* were included.

Previous genetic research [4], developed to evaluate the genetic diversity of the *Panulirus penicillatus* populations at different areas in the Indian Ocean, found a gene flow between populations. The authors suggest that gene flow can be probably due to the effect of ocean currents on larval migration during the larval duration of the species.

In that sense, the aim of this study is to analyze the connectivity between *Panulirus penicillatus* populations by tracking passive tracers with a lagrangian model over the period 1958-2008 in the Indian Ocean.

MATERIAL & METHODS

Lagrangian simulations, to track passive particles and study their dispersion, were carried for every year over the period 1958-2008 assuming 5 different initial areas centred on the five positions (Red Sea (RS), Madagascar (MG), Maldives (MD), Aceh (AC) and Java (JA)) described by [4] and 5 release months matching the spawning period of the spiny lobster *Panulirus penicillatus* (November-March for the Southern Hemisphere and March-September for the Northern Hemisphere). Runs lasted for 9 months matching the PLD of the species under study. A migration pattern (night-time depth of 5m and daylight depth of 100m) was also assumed [5]. The velocity components U, V were retrieved from the SODA database version 2.1.6

(<http://sodaserver.tamu.edu>). The horizontal resolution of SODA is $0.5^\circ \times 0.5^\circ$, with a vertical resolution of 40 levels ranging from 5 to 5,375m. Data covers the period 1958–2008 with a timescale of 5 days. The main features of the Lagrangian model are described in [6, 7]. First at all, velocities were interpolated on a finer grid ($0.125^\circ \times 0.125^\circ \times 1$ day) using the MATLAB package. Then, velocity values were interpolated every time step (~4 h) at the actual position of each particles both in time and in space. Finally, the position of particles will evolve following the expression

$$x(t + \Delta t) = x(t) + v_x^M C \Delta t$$

assuming that the random component of velocity (v_x^R , turbulent transport) depends on the advective velocity (v_x^M , advective transport) [7] Δt is the time step, and $C=1+\xi$, with ξ being a white noise different and uncorrelated for each particle, time instant, and even direction. Thus, two particles initially located at the same position may diverge over time. Only the X coordinate was described for the sake of clarity.

RESULTS & DISCUSSION

The main results of this study are shown schematically in Fig. 1. Table 1 summarizes the percentage of particles drifting among regions and/or that remained inside the release area over the period of study (1958-2008). Only values higher than 5% are considered. Anti-diagonal values represent the particles that at the end of the run remained at the same area where they had been released.

The north-easternmost location (RS), is completely isolated from the rest of the areas due to the Mandeb Strait, which acts like a barrier for the oceanic currents blocking the dispersal of particles. Indeed 93.0% of the particles

released from Red Sea remained in that area during the whole calculation (Fig.1 circular arrow).

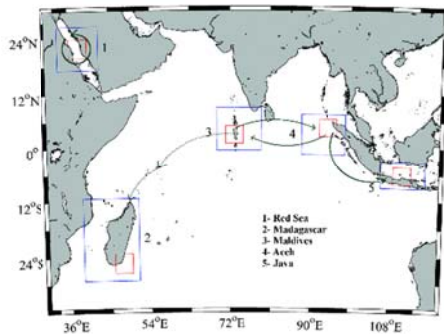


Fig. 1. Region under scope and sketch of migration paths (solid and dashed green arrows). The release areas (red) and target areas (blue) are shown.

Table 1. Mean and standard deviation performed for all simulated cases.

		RELEASE				
		RS	MD	AC	MG	JA
T	JA	--	--	5.7 ± 0.6	--	35.2 ± 0.8
A	MG	--	--	--	21.1 ± 0.6	--
R	AC	--	28.2 ± 1.7	29.3 ± 1.0	--	--
G	MD	--	19.0 ± 0.8	13.1 ± 0.8	--	--
E	RS	93.0 ± 0.4	--	--	--	--

Particles released from MG and JA did not reach other target areas. In the case of MG, the Southeast Madagascar Current (SEMC) and the Agulhas Current (AC), which flows southward, cause that the scattering of the passive tracers released from MG follows an opposite direction to the position of the target areas. In the case of JA, most of particles released moved to the northwestern coast of Australia and to the Pacific Ocean through the Java Sea. The response of the current to the monsoon winds could explain this result for JA since the spawning season here coincides with the monsoon.

During the summer monsoon, particles released in June from MD can be observed at almost every location in the Indian Ocean between 18°S and 18°N. Therefore particles can potentially arrive at AC and JA through a straightforward migration. Particles release in September are under the influence of eastward current during the first 3 months which cause that particles do not longer attain JA and MG. However connection between MD-MG seems to be possible when assuming a migration by stages (MD to islands like Seychelles (where *Panulirus penicillatus* is one of the main spiny lobster) to MG) which would explain results from [4].

In the case of AC, particles reach MD (13.1%) and JA (5.7%). During the summer monsoon, particles released in June move in all directions following the westward branch that crossed the North Indian Ocean or the southward current along the western coast of Sumatra. Particles released in September attain MD in a higher percentage and JA in a smaller one at the expense of the percentage of particles covering the Bay o Bengal. These facts are due to

the eastward current North of Equator during Oct-Dec and to the westward current North of Equator crossing the North Indian Ocean and penetrating inside the Bay of Bengal during the winter monsoon.

Finally, a statistical analysis was developed to analyze if connectivity among areas has changed over the period of study. Indeed, particles from MD to AC and from AC to JA have shown an increasing trend of 6.5% and 1.4 per decade respectively ($p < 0.01$).

ACKNOWLEDGMENTS

This work was partially supported by Xunta de Galicia under Project GRC-2013-001 “Programa de Consolidación e Estructuración de Unidades de Investigación Competitivas (Grupos de Referencia Competitiva)” co-funded by European Regional Development Fund (FEDER). L. Rodríguez is supported by the Xunta de Galicia through the Plan galego de investigación, innovación e crecemento 2011-2015 (Plan I2C) in collaboration with the International Campus do Mar (PRE/2013/474). F. Santos is supported by the Portuguese Science Foundation through a post-doctoral grant (SFRH/BPD/97320/2013).

REFERENCES

- 1 - Marancik, K.E., Richardson, D.E., Lyczkowski-Shultz, J., Cowen, R.K., and Konieczna, M. 2012. Spatial and temporal distribution of group larvae (Serranidae: Epinephelinae: Epinephelini) in the Gulf of Mexico and Straits of Florida. *Fish Bull*, 110(1): 1-20.
- 2 - Young, C.M., Ruoying, He, Emlet, R.B., Yizhen, Li, Hui Qian, Arellano, S.M., Van Gaest, A., *et al.* 2012. Dispersal of Deep-Sea Larvae from the Intra-American Seas: Simulations of Trajectories using Ocean Models. *Integr Comp Biol*, 52(4): 483-496.
- 3 - Rudorff, C.A.G., Lorenzetti, J.A., Gherardi, D.F.M., and Lins-Oliveira, J.E. 2009. Modeling spiny lobster larval dispersion in the Tropical Atlantic. *Fish Res*, 96: 206-215.
- 4 - Abdullah, M.F., Alimuddin, Muththalib, M., Salama, A.J., and Imai, H. 2014. Genetic isolation among the Northwestern, Southwestern and Central-Eastern Indian Ocean populations of the pronghorn spiny lobster *Panulirus penicillatus*. *Int J Mol Sci*, 15(6): 9242-9254.
- 5 - Milton, D.A., Satria, F., Proctor, C.H., Prasetyo, A.P., Utama, A.A., and Fauzi, M. 2014. Environmental factors influencing the recruitment and catch of tropical *Panulirus* lobsters in southern Java, Indonesia. *Cont Shelf Res*, 91: 247-255.
- 6 - Gomez-Gesteira, M., Montero, P., Prego, R., Taboada, J.J., Leitao, P., Ruiz-Villarreal, M., Neves, R., *et al.* 1999. A two-dimensional particle tracking model for pollution dispersion in A Coruña and Vigo Rias (NW Spain). *Oceanol Acta*, 22 (2): 167-177.
- 7 - Díaz, B., Pavón, A., and Gómez-Gesteira, M. 2008. Use of a probabilistic particle tracking model to simulate the Prestige oil spill. *J Marine Sys*, 72(1): 159-166.

Foraminíferos y paleoevolución del marjal de Almenara (Castellón): primeros resultados

Ana Rodríguez Pérez¹, Ana M^a Blázquez Morilla¹ & Juan Usera²

¹ Instituto de Medio Ambiente y Ciencias Marina (IMEDMAR). Universidad Católica de Valencia “San Vicente Mártir”. C/ Guillem de Castro, 94. 46003. Valencia. anarodriper@gmail.com

² Departamento de Geología. Universitat de València Dr. Moliner, 50, 46100. Burjassot.

RESUMEN

El Marjal de Almenara se encuentra al sur de la provincia de Castellón. Se trata de un humedal de gran importancia debido a la calidad de sus aguas y a las diferentes protecciones autonómicas, nacionales e internacionales que presenta. Mediante el estudio sedimentario, geomorfológico, micropaleontológico y cronoestratigráfico realizado se han interpretado los cambios paleambientales que han tenido lugar en la zona durante el Holoceno superior. Se observa, tras la estabilización marina flandriense (MIS 1), la instalación de una laguna oligohalina sobre una superficie carbonatada, en la que se registran oscilaciones del nivel del agua hasta alcanzar su estado actual de desecación.

INTRODUCCIÓN

El área de estudio se localiza en el Marjal de Almenara, situado en la provincia de Castellón. El objetivo principal de este trabajo es determinar los cambios paleoambientales que han tenido lugar en dicho marjal durante los últimos milenios. Para ello se han realizado ocho sondeos mecánicos en el marjal, que han sido analizados desde el punto de vista cronoestratigráfico, micropaleontológico, sedimentario y químico. En este trabajo se presentan los resultados del estudio de uno de los sondeos.

Los humedales de la Comunidad Valenciana han sido objeto de numerosos estudios, algunos de los cuales se basan en el estudio de la evolución del sistema a través de las asociaciones de foraminíferos [1, 2, 3]. En estos trabajos se establece que la asociación autóctona de foraminíferos eurihalinos y euritéricos (propios de aguas restringidas y salobres) está formada por las especies *Ammonia tepida* (Cushman), *Trichoyalus aguayoi* (Bermúdez) *Criboelphidium excavatum* (Terquem) y *Haynesina germanica* (Ehrenberg). Estos ambientes sufren influencias del nivel del mar, a través de la conexión, que se constata por una asociación mezclada entre las mencionadas de aguas restringidas y un conjunto de especies estenotópicas (propias del medio marino): *Ammonia beccarii* (Linné), *Elphidium crispum* (Linné), *Adelosina laevigata* (D’Orbigny), *Adelosina bicornis* (Walker and Jacob), *Massilina secans* (D’Orbigny), etc. En el marjal de Torreblanca, en la actualidad, la asociación está formada principalmente por especies de caparazón aglutinado en la parte más interna [4].

Algunos autores han realizado anteriormente estudios en esta zona desde el punto de vista geoquímico [5], donde se propone una estrecha relación entre la evolución del marjal y las oscilaciones eustáticas del Cuaternario reciente.

MATERIAL Y MÉTODOS

En el contexto cuaternario, los elementos que vertebran el espacio físico son:

- Los dos ríos principales, el río Palancia al sur y el río Belcaire al norte. Ambos son los elementos fluviales responsables del depósito de los abanicos aluviales que limitan en la actualidad el área húmeda. Constituyen los puntos de apoyo de la barrera.
- Un sistema de abanicos y glaciares de desarrollo discreto, que conectan el relieve con el llano y que constituyen el límite interior del marjal. Su inexistencia en algunos tramos conlleva la mayor amplitud de la zona húmeda.
- El sistema de restinga-albufera que configura el espacio actual. Este se forma tras la estabilización del nivel del mar en el estadio isotópico 1, siguiendo el modelo cronológico regional.

El sondeo estudiado se realizó con una sonda mecánica que descendía a presión o rotación en seco en maniobras sucesivas de extracción de unos 3 m de máximo con un diámetro de 15 cm. Se localiza en las coordenadas UTM 740182, 4402068 (ETR89, Huso 30), a unos 1160 m de la costa actual. Su potencia es de 4 m, su altitud de 0.25 y el nivel freático en el momento de su extracción se localizaba a -115 cm. Para eliminar la contaminación por arrastre de sedimentos en la perforación de la sonda, las muestras se obtuvieron del centro del testigo. Sobre las 42 muestras, extraídas cada 10 cm aproximadamente, se realiza un estudio sedimentario y micropaleontológico.

Desde el punto de vista sedimentario se ha obtenido la proporción de materiales arenosos y limoarcillosos de cada una de las muestras. Desde el punto de vista micropaleontológico, las muestras son secadas, pesadas y

levigadas a través de una malla de 0.063 mm. Una vez secas se realiza, con ayuda de la lupa binocular, una descripción de las muestras y se procede a la extracción de caparazones de foraminíferos. En las muestras en las que fue posible se extrajeron 300 individuos y en las que no eran tan abundantes se extrajeron la totalidad de los mismos.

Se seleccionaron dos muestras con alto contenido en materia orgánica para realizar las dataciones a partir de ¹⁴C. Estas se llevaron a cabo en el laboratorio de Beta Analytic (Florida, USA).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Atendiendo a los resultados obtenidos en los estudios realizados se han identificado cuatro unidades sedimentarias (Fig. 1), que de base a techo son:

-Unidad I: Entre - 4 m y - 3.10 m se extiende la unidad basal, se trata de un sedimento blanco formado por precipitados de carbonato. En cuanto a su contenido biogénico se encuentran fragmentos de carofitas, así como restos de bivalvos y gasterópodos oligohalinos; todos ellos con pobre conservación. Se trata de una costra carbonatada, formada probablemente por la desecación de un área palustre o lagunar anterior.

-Unidad II: se extiende de - 3.10 m a - 2.9 m y está compuesta por un sedimento de color marrón grisáceo en el que predominan los limos y arcillas. Las muestras de esta unidad contienen rizotúbulos, así como gasterópodos y ostrácodos oligohalinos. En las muestras de la base se registran foraminíferos de aguas salobres (*A. tepida*, *C. excavatum*) que, desde el punto de vista tafonómico, presentan pobre conservación y están rellenos por la matriz del sedimento, lo que indica que son autóctonos. Atendiendo a estos datos, esta unidad se interpreta como un depósito palustre.

-Unidad III: Esta unidad ocupa de - 2.9 m a - 0.9 m. Se constatan cuatro niveles de turba (IIIa, IIIc, IIIe, IIIg), con un contenido faunístico en el que se registran restos de carofitas y fragmentos de valvas de ostrácodos dulceacuícolas. Estos niveles alternan con sedimentos formados por limos y arcillas con arenas de bioclastos (IIIb, IIId, IIIf), que presentan abundancia de ostrácodos de aguas dulces y restos de carofitas. La abundancia de organismos y su estado de conservación permiten inferir una mayor estabilidad de inundación en el nivel IIId que en el nivel IIIb. Desde el punto de vista paleoambiental, esta unidad sedimentaria refleja una laguna oligohalina con variaciones cíclicas del nivel del agua, en la que se alternan períodos de niveles más bajos de la lámina de agua (durante los cuales se forma la turba), con otros de recuperación del agua (IIIb, IIId, IIIf). Según los resultados del ¹⁴C, este paleoambiente tiene lugar entre el 6.630 cal BP y el 4310 cal BP.

-Unidad IV: Tiene una potencia de 0.9 m, la componen sedimentos de color gris formada por limos y arcillas y arena de bioclastos. En esta unidad se encuentran abundantes gasterópodos de agua dulce, carofitas y ostrácodos también dulceacuícolas, todos ellos muy bien conservados. En la base de la unidad predomina la abundancia de foraminíferos salobres autóctonos, correspondientes a la especie *A. tepida*, que desaparecen hacia techo, en coincidencia con el suelo actual. Se interpreta como una laguna de salinidad similar a la detectada en la unidad III, pero con mayor estabilidad de los cuerpos de agua.

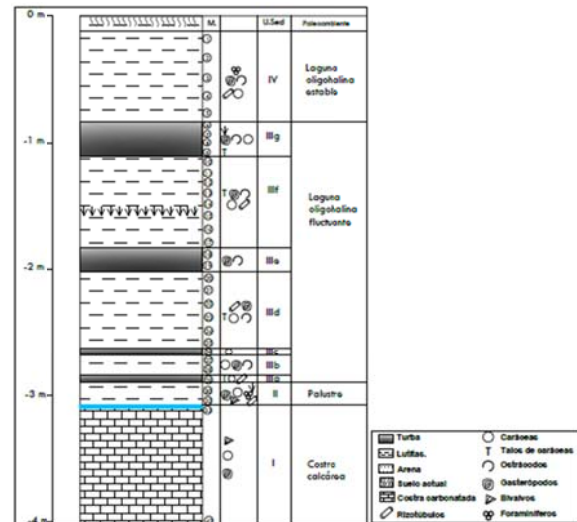


Fig 1. Columna estratigráfica del sondeo.

REFERENCIAS

1 – Ferrer, C. and Blázquez, A.M. 2012. The evolution of the Albufera Lagoon (western Mediterranean): Climate Cycles and Sea Level Changes. *Journal of Coastal Research*, 28 (6): 1617-1626.

2 - Blázquez AM and Usera J (2010). Palaeoenvironments and Quaternary foraminifera in the coastal lagoon of Elx (Alicante, Spain). *Quaternary International* 221: 68–90.

3 – Usera, J., Blázquez, A.M., Guillem, J. y Alberola, C. 2002. Biochronological interest of foraminifera lived in restricted environments: Application to the study of the Western Mediterranean Holocene. *Quaternary International*, 93-94: 139-147.

4 - Guillem Martínez J. 2007. *Tafonomía, taxonomía y ecología de los foraminíferos de la albufera de Torreblanca*. (Tesis doctoral). Servei de publicacions de la Universitat de Valencia. Valencia.

5 - Mediató J.F. 2016. *Oscilaciones del nivel del mar desde el Pleistoceno superior en el sector costero Sagunto-Benicassim (Valencia-Castellón)*. (Tesis doctoral inédita). Universidad Complutense de Madrid. Madrid.

The Senegal river mouth migration

Silvia Rodríguez-Valido, Ignacio Alonso, María José Sánchez-García & Mariona Casamayor

Instituto de Oceanografía y Cambio Global, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Campus Universitario de Tafira, 35017, Las Palmas de Gran Canaria. silvia.ccmr@gmail.com

ABSTRACT

The Senegal River presents one of the most dynamic river mouths in the world. It has shown a very fast migration in the last 12 years, as a result of an artificial channel. This new inlet was made in October 2003 over the Languede Barbarie. In that year, the heavy rains originated a flood all along the river, so that the authorities had no other choice to open a new inlet through the sand spit to facilitate the river discharge. The original channel dimensions were 4 m wide, 200 m long and 1.5 m deep, and it was located approximately 7 km south of Saint Louis. The pressure of the river water flowing at very high speed originated the quick channel widening. Since then the morphodynamic change in this area has been very fast. Few months after the opening, the artificial channel evolved to form the new river mouth, and the ancient mouth was naturally closed due to the weakness of the river flow and the strong longshore drift. Nowadays the mouth dimensions are very large, reaching nearly 6 km in width. The coast facing this new mouth is completely exposed to wave action and therefore it suffers very strong coastal retreat.

INTRODUCTION

The study area is located at Languede Barbarie, a sandy spit with N-S orientation, situated on the northern coast of Senegal, near the border of Mauritania. Its origin is dated about 4000 years ago. At that time ocean waves, currents and wind favored the formation and accumulation of offshore bars that migrated onshore and formed a barrier facing the Senegal River mouth [1]. Nowadays the mouth of the Senegal River is a very dynamic environment which changes its position over time due to the strong longshore drift. This natural forcing has led to the formation of one of the largest spits in the world associated to a river mouth.

Nowadays the beach runs along the coast around 45 km, forcing the river to lead Senegal some 30 km south of Saint Louis (Fig. 1). The estuary of the Senegal River and the Languede Barbarie is a quite complex environment, since the sand barrier is influenced in its outer side by the marine influence, in the central part by wind action which transports and distributes sediment, and on the inside of the lagoon by the river flow.

The river flow is directly determined by rainfall, which greatly varies between the wet season (from July to October but sometimes could be to December), and the dry season (the rest of year).

During September and October 2003 extremely heavy rains originated a highly severe flood all along the river. On the night of 3 to 4 October 2003, the authorities facing an imminent risk of flooding, decided to make a channel in the Languede Barbarie to increase the drainage capacity of the river and therefore designed to reduce the water level quickly. The channel dimensions were 4 m wide, 200 m long and 1.5 m deep, and it was located approximately 7 km south of Saint Louis.

The pressure of the river water flowing at very high speed originated the quick channel widening, so that two days

after opening it was 80 m wide and three weeks later it was about 330 m. Since then the morphodynamic changes in this area has been very fast.

This paper aims to assess the morphodynamic evolution of this dynamic system since the situation previous to the new opening to nowadays, and estimate its future evolution.

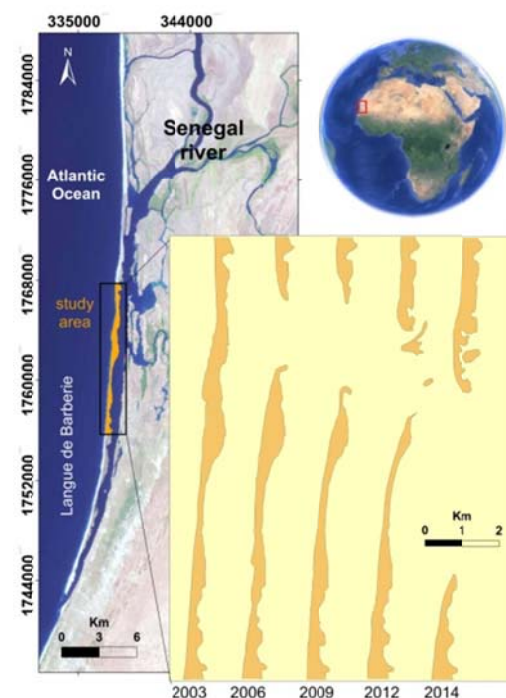


Fig. 1. Location of the study area, showing the changes registered in the new river mouth.

MATERIAL & METHODS

Satellites imagery allow to obtain a synoptic picture of a very large area, thus serving as a basis for obtaining data of interest, without the need of costly field work. Nowadays there is a crowd of operational satellites that provide images of all land areas with high spatial and temporal resolution.

The most frequently used to perform research of shoreline dynamics are the Landsat imagery [2]. They have a spatial resolution of 30 m by pixel and a temporal resolution of 16 days (Landsat has one of the best time series of images around the planet). Each scene covers an area of 108 x 175 km².

Images were obtained from the database of the USGS and belong to different Landsat satellites. They are georeferenced to the WGS84 geodetic system.

The study period covers from 2003 (when the opening through the spit was made) to the present. There are about 150 images with acceptable quality to carry out the study. 54 of them were selected as the most relevant and representative ones. The criteria used for selecting them were the absence of cloud cover which may cause errors while digitizing the coastline, and the temporal distribution that successfully cover the work objectives. ArcGIS 10.1 software was used both for the digitization processes as well as for the data analysis.

RESULTS & DISCUSSION

The rate of change of the Senegal River mouth is determined by the position of its northern and southern limits. To estimate that migration rate from 2003 to the present, the distance from both limits of the mouth to Faidherbe Bridge in Saint Louis were measured, and from these data the position of the middle of the channel was calculated.

In the last Landsat image used (February 22, 2014), the centre of the mouth is located 10.8 km southward of Faidherbe Bridge (Saint Louis), while it was only 7 km away when it was opened in 2003.

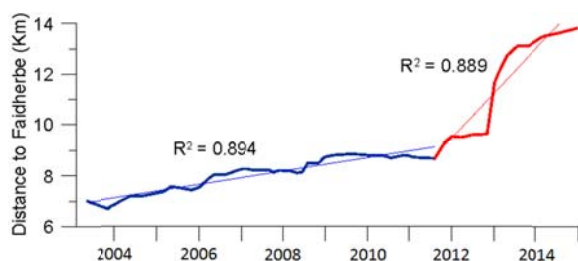


Fig. 2. Displacement at the south end of the mouth.

It can be observed from Fig. 2 that there are two clear periods in the evolution of the mouth measured at its southern end. From 2003 until summer 2011 there is a quite slow migration, which is 0.26 km/y in average. On the other hand, since July 2011 until November 2014 there is a much higher retreat rate (1.78 km/y).

This huge retreat rate is determined by two different processes: the normal erosion at the end of the spit, generated from incident waves and the lack of sedimentary inputs from the north, and the extraordinary erosion generated after overwash processes. This latter aspect has proved to be extraordinary important, since the overwash processes are key factors in the formation of new breakings along the barrier, which represent quick widening in the mouth amplitude. There are some areas along the Languede Barbarie so narrow and with low topography that are extremely vulnerable to these phenomena.

Considering only this final period (from 2011 until 2014) the rate of linear growth of the north is 370 m/y, while the rate of retreat at the south is 1780 m/y. These values indicate that the river mouth is getting wider at a rate of 1450 m/y.

The future evolution of this system is clearly determined by the rate of retreat at the southern end of the river mouth.

Assuming that this retreat rate of 1.8 km/y will keep constant in the future, by 2023 the Languede Barbarie will be completely eroded, severely affecting the population located in the continental coastal zone [3].

ACKNOWLEDGEMENTS

This work is a contribution to the projects ESESEN, funded by Canarian Government, and ESESEN II, funded by PCT-MAC 2007-2013 program, in the framework of the European Project SEMACA.

REFERENCES

- 1 - Loyer, B. 1989. *Géographie des littoraux*. Paris, Ed. Masson, 213 p.
- 2 - Boak, E., Turner, I. 2005. Shoreline Definition and Detection: A Review. *Journal of Coastal Research* 21 (4) 688 – 703.
- 3 - Sy, B. A., 2010, L'histoire morphodynamique de Doun Baba Dièye du Sénégal. *Revue Perspectives & Sociétés*, N°1, ISSN: 1840 - 6130.

Affection of sea level rise to the carrying capacity at Las Canteras beach, Gran Canaria (Spain)

Silvia Rodríguez-Valido, Mariona Casamayor, María José Sánchez-García & Ignacio Alonso

Instituto de Oceanografía y Cambio Global, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Campus Universitario de Tafira, 35017, Las Palmas de Gran Canaria. silvia.ccmr@gmail.com

ABSTRACT

The carrying capacity is an important tool in beach management studies, since it allows to know the area of sand available to beach users. This topic became important in coastal areas, where tourism has increased significantly in the last decades. The increase of users in a certain area, can lead to negative impacts in the ecosystem as a result of the agglomeration of people. This study is focused in Las Canteras beach (Canary Islands, Spain), which is a typical urban beach but where the environmental issues are always taken into account. The method includes the use of orthophotos and digital images obtained from IDE Canarias in combination with ArcGis 10.1. To carry out this work, we registered the location of 19,500 users in 10 different moments between 2005 and 2013. The user's perception is very comfortable, because there are more than 5 m² available for each user. Nowadays, the sea level rise is a fact that, in littoral areas, results in a decrease of beach surface. This reduction will depend mostly on beach slope and wave exposition, but it which will certainly affect the carrying capacity. Currently for a comfortable perception from users (5 m²/user), Las Canteras beach can accommodate about 28,000 people, which could be reduced to 16,600 in the worst scenario of sea level rise.

INTRODUCTION

Las Canteras beach is an urban beach about 3 kilometres in length, located in the city of Las Palmas de Gran Canaria, in the Confital bay.

One of the most outstanding features of the beach is the presence of a calcarenitic bar located inside the bay, about 200 meters from the current shoreline [1]. This beach rock runs parallel to the coast for more than 2 km, disappearing completely in the southern part of the beach, called la CICER. This bar determines the presence of different singular environments with a wide diversity of uses. For that reason there is a heterogeneous distribution in the location of users along the different sectors of the beach: Arco Norte, Playa chica, Los Lisos, Peña de la Vieja y la CICER (Fig. 1).

The carrying capacity relative to a beach area makes reference to the number and type of users who make use of it, without negative environmental impacts or an unacceptable social situation. In a coastal area, the load capacity changes depending on many factors, such as beach features (area, wave, tidal range, cleanliness ...), accessibility (parking spaces, accommodation, local infrastructure and facilities ...). And external factors (climate, season, expectations of users, safety ...). Moreover, the marine dynamics plays a key role regarding the area of beach available, which directly affects the distribution of users.

Considering a general use of sunbathing and swimming, [2] indicates for an urban beach in the Mediterranean, that to have an acceptable perception form users it is necessary to have a minimum area of 4-5 m²/user.

Nowadays the sea level rise due to climate change is a reality. In most coastal areas, this rise involves an onshore migration of the coastline, which is faster depending on the general coastal slope. Most sandy beaches, and particularly those dissipative ones, shows a very gentle slope, which means that these areas will decrease a great portion of its surface. This fact will certainly affect its carrying capacity.



Fig. 1. Location of the study area, Las Canteras beach.

MATERIAL & METHODS

Different aerial images and orthophotos of the study area were selected from the Spatial Data Infrastructure of the Canary Islands (IDE Canarias) database. Only those very high quality images were chosen, since we had to identify individual users both, walking or lying on the beach.

A set of ten images corresponding to the period 2005-2013 was used, and the analysis was performed with ArcGis 10.1 software. Different layers of information were processed:

- Area of the different beach sectors (m²): The beach was divided in 5 sectors (Fig.1??). The two largest ones were located at both ends (Arco Norte and CICER), while the three smaller ones were in between (Playa Chica, Los Lisos and Peña de la Vieja). The limits were the avenue facing the beach as the upper limit, and the sand-water contact as the lower limit.
- Location and number of users at each sector and for each image.
- From previous layer three zones were defined according to [2, 3]: the free zone, where there are no users, normally in the upper part of the beach; the resting zone, mostly used for sunbathing; and the active zone, where people walks either along the coast or to/from the sea.
- The density of users (or the beach surface available per user) was computed from previous layers of information.

RESULTS & DISCUSSION

It has been counted a total of 19,500 users. The day with maximum number of users on the beach was 17/02/2013, with nearly 4,000 people at the time the snapshot was obtained, and 30/10/2009 the least with only 770 users.

The analysis of the user’s location by areas reveals that nearly 66% of users choose Arco Norte, 19% are in CICER and the remaining 15% are located in between Playa Chica, Los Lisos and Peña de la Vieja. This heterogeneous distribution of users can be motivated by the preferences of user regarding a particular area of the beach, by permitted uses (sports areas, or areas of sun and bath) or by available services.

Considering the areas of use described by [3], those with higher density of users (the more saturated ones) correspond to the resting zone both in Arco Norte and in Playa Chica. However, even in those cases, users have more than 5 m² for use and enjoyment, so their general perception is comfortable.

Climate change greatly affects coastal areas, causing retreat of the shoreline. Applying the values of sea level rise proposed for our study area by [4], and possible scenarios of sea level rise locally calculated [5], we can know how it will be this reduction in area, using an updated topography of the beach. Dividing the resulting area between the square meters available for each user, we can know the number of users that can fit on the beach (Table 1).

Table 1. Number of users for each carrying capacity potential, considering the beach area available for each rising sea level.

		Total users for each level of potential load (m ² / user)					
		Sea level rise (m)	<2	3	4	5	10
Current level	IPCC	0	69644	46429	34822	27858	13929
		0.4	57537	38358	28709	23015	11507
	0.47	55636	37090	27818	22254	11127	
	0.63	51485	34323	25743	20594	10297	
Future	IPCC	0.703	49747	33165	24874	19899	9949
		0.83	47012	31341	23506	18805	9402
		1.122	41526	27684	20763	16610	8305

Currently for a carrying capacity situation defined as comfortable (5 m²/user), Las Canteras beach can fit about 28,000 people (Table 1). However, in the best of all possible scenarios considered by [4] (RCP 2.6), with a sea level rise of 0.4 m above the current level, an area of 24,200 m² would be lost, and it represents nearly potential 5,000 users less on the beach.

According to local predictions [5], in same RCP 2.6 scenario, the sea level rise will be much higher, reaching an increase of 0.703 m above the current level, which leads to a loss of 100,000 m² of area and 10,000 potential user less on the beach.

ACKNOWLEDGEMENTS

Part of this work was funded by the Ayuntamiento de Las Palmas de Gran Canaria, through a grant included in program INNOVA Canarias 2020.

REFERENCES

- 1 - Pérez Torrado, FJ & Mangas, J, 1994. Origen y evolución geológica de la barra de Las Canteras (Las Palmas de Gran Canaria). *Vector Plus*, 1:4-13.
- 2 - Yepes, V, 1995. Gestión integral de las playas como factor productivo de la industria turística: El caso de la Comunidad Valenciana. *III Jornadas Españolas de Ingeniería de Costas y Puertos*, Ed. Universidad Politécnica de Valencia, 3: 958-976.
- 3 - Yepes, V, 1998. Planificación y Gestión Turística de Playas, *Cedex*, Madrid.
- 4 - IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. *Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA*, 1535 pp.
- 5 - Fraile, P, Sánchez, E, Fernández, M & Pita, MF, 2014. Estimación del comportamiento futuro del nivel del mar en las Islas Canarias a partir del análisis de registros recientes. *Geographicalia*, 66:79-98.

Aging and Respiration in the Marine Bacteria, *Pseudomonas nautica*

Vanesa Romero Kutzner¹, Theodore Train Packard¹, Elisa Berdalet², Silvie O. Roy³, Jean Pierre Gagné⁴ & May Gómez¹

¹ Marine Ecophysiology group (EOMAR), IU-ECOQUA, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria 35017, Spain

² Institut de Ciències del Mar (CSIC), Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49, 08003 Barcelona, Spain

³ 10 Ryan Court, Embrun, Ontario K0A 1W0, Canada

⁴ Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec G5L 3A1, Canada

ABSTRACT

The effect of aging and substrate limitation on respiratory metabolism was compared during two different physiological states of acetate-grown *Pseudomonas nautica* cultures. In this study, we analyze 30 h and 170 h time-course experiments in which cell-protein, acetate, respiratory CO₂ production (RCO₂) and respiratory O₂ consumption (RO₂) were measured and respiratory quotients (RQs= RCO₂/RO₂) were calculated. RQs are commonly used as a constant, over a range of 0.8 to 1, in ocean studies, to evaluate many factors such as the autotrophic-heterotrophic nature of the ocean and the vertical carbon flux. In the laboratory we observed that RQ can rise an order of magnitude above this constant. In the early well-fed growth stage of our short term experiment RO₂ rates were higher than RCO₂ rates (RQ=0,4), nevertheless in senescence and under limited carbon-substrate conditions this ratio shifted up to 9,6. We conclude that the culture aging and substrate limitations affected the RQ of *P. nautica* culture, in a way that the use of a constant RQ for biological calculations is inadvisable. Therefore, these results argue that oceanic measurements which are influenced by bacterial metabolism and nutrient limitation need to be reconsidered in face of this strong RQ variability. Lastly, because our microbial biomass remained relatively constant in face of nutrient-limitation, our results suggest a link between substrate deprivation, senescence and possibly, longevity.

INTRODUCTION

The oligotrophic ocean has a direct influence on the metabolism of different marine organisms. This metabolism is mainly controlled by food availability and respiration. Respiration in the ocean has many facets, but in the most of the world's ocean it consumes oxygen and produces water and CO₂. Knowing respiration rates in the water column is essential to quantify carbon fluxes [1]. The respiration quotient, or RQ, is essential in calculating either organic carbon consumption or CO₂ production (RCO₂) from respiratory O₂ consumption (RO₂) measurements, whether in the laboratory or in the ocean [2,3,4]. In the present study we measure the respiration in cultures of the marine bacteria, *Pseudomonas nautica*, in two different aging experiments in which the bacteria pass from carbon substrate sufficiency to carbon substrate limitation. We expected that the RQ variability would be related to culture aging and to carbon consumption.

MATERIAL & METHODS

To investigate respiration in different bacterial growth stages, time-course experiments were run on batch cultures at 22°C, maintained on acetate as described by [5] and [6]. A short-term experiment was run for 30 h (strain 2906), and long-term experiment (strain 1204) was run for 2 weeks. *P. nautica* was grown in 500 ml cotton-plugged Erlenmeyer flasks with 100 ml of culture media on an orbital shaker (100 rpm). The following measurements were carried out: RCO₂ and RO₂ were measured by a respirometer (Oxymax), growth by optical density [OD550], turbidity was measured as absorbance at 550 nm,

protein and acetate (substrate) as the cultures grew exponentially, reached steady state, and passed into senescence.

RESULTS & DISCUSSION

In this study, we observed a rising RQ after the stage of nutrient depletion. The RQ ranged from a low of 0.3 during exponential growth to a high of 9.6 during senescence and nutrient depletion in short term experiments (Fig. 1).

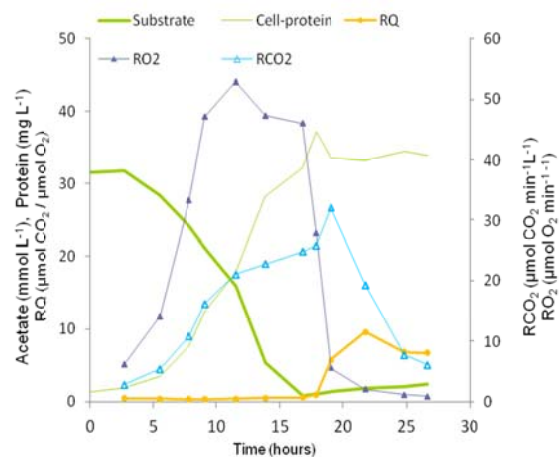


Fig. 1. Short term experiment. Effect of aging and substrate limitation on the RQ in *Pseudomonas nautica* (strain 2906). For display-clarity, the cell-protein data have been divided by 10.

In comparison, the RQs from fresh water bacteria of Quebec ranged from 0.25 to 2.26 [7]. Those authors also found that the common use as a constant RQ value (between 0.8 and 1.0) was not justified. In our study, it is not easy to explain how RQ could rise to 9.6, but it did. In Fig. 1 the RO_2 and RCO_2 curves are out of phase, meaning that their peaks are displaced in time. RO_2 was higher than RCO_2 in substrate sufficiency. During starvation RO_2 fell rapidly, RCO_2 , on the other hand, first peaked and then descended. As in the short term experiment, in long term experiment, RCO_2 and RO_2 decreased in the first 15 h (Fig. 2).

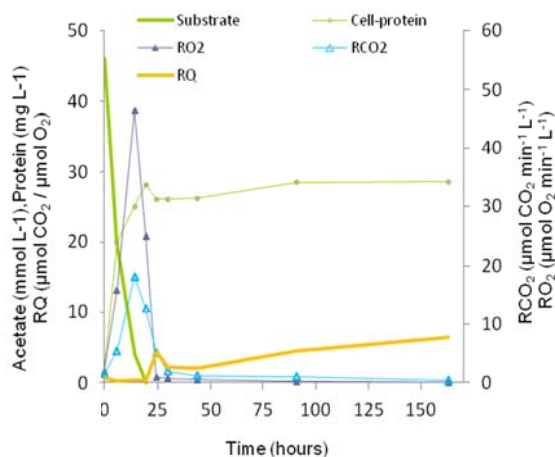


Fig. 2. Long term experiment. Effect of aging and substrate limitation on the RQ in *Pseudomonas nautica* (strain 1204). For display-clarity, the cell-protein data have been divided by 10.

Here (Fig. 2) the RQ presents a peak (5.3) at hour 25, then it decreases and starts to increase again until it reaches a higher value, 7.8 at 163 h. Which reactions are involved in this process is unknown. As shown in Fig. 1 and Fig. 2, cell-protein content shifts from a gradual increase with substrate sufficiency to a steady state with substrate deficiency conditions. This is because the starvation response in aquatic bacteria switches cell physiology from growth to metabolic maintenance. Specifically, growth is limited by ATP deficiency. In addition, our recent research has shown that starvation decreases RO_2 without decreasing the activity of ETS [8], this same behavior was shown in a nematode aging study [9]. In this cited study, the impact was traced to increases in the alpha-keto glutarate (α -KG) concentration, which is related to longevity. α -KG and CO_2 are products of IDH activity, nevertheless in [8] an increase in RCO_2 and IDH was not observed. But then, could prolonged substrate limitation have caused an increase in α -KG concentration in our aging culture? To address this question further experimentation is needed.

-Conclusions:

- (1) In early growth and when the culture is well-fed, no RQ changes are observed. However, under continuing substrate-limitation conditions, RQs are higher.
- (2) In senescence, RQs rise by nearly a factor of 10 (Fig. 1). Limited nutritional conditions of bacteria should be considered, when selecting an RQ for calculation purposes.
- (3) Respiration under well-fed cultures of *P.nautica* show that RO_2 and RCO_2 during substrate-sufficiency parallels the biomass increase (Fig. 1 & 2), but after the carbon-substrate is exhausted, both respiration rates fall rapidly in starved conditions.
- (4) If this RQ variability is found in oceanic studies, then predictions of ocean's metabolic state and carbon flux calculations could be affected.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by BIOMBA project CTM 2012-32729/MAR granted to M.G., the Canarian Government (Gobierno de Canarias) thesis/2015 granted to V.R.K.

REFERENCES

- 1 - Osma N, Aristizabal M, Fernández-Urruzola, I, Packard TT, & Gómez M, 2016. Influence of Starvation on Respiratory Metabolism and Pyridine Nucleotide Levels in the Marine Dinoflagellate *Oxyrrhis marina*. *Protist*, 167 (2):136-147.
- 2 - Boucher G, Clavier J, Garrigue C, 1994. Oxygen and carbon dioxide fluxes at the water-sediment interface of a tropical lagoon. *Mar Ecol Prog Ser* 107:185-193
- 3 - Bergström I, 2011. Carbon gas fluxes from boreal aquatic sediments. *Monogr Boreal Environ Res* 38
- 4 - Giering SLC, Sanders R, Lampitt RS, Anderson TR and others, 2014. Reconciliation of the carbon budget in the ocean's twilight zone. *Nature* 507:480-483
- 5 - Berdalet E, Packard TT, Legacé B, Roy S, St-Amand L, Gagné JP, 1995. CO_2 production, O_2 consumption and isocitrate dehydrogenase in the marine bacterium *Vibrio natriegens*. *Aquat Microb Ecol* 9:211-217
- 6 - Packard TT, Berdalet E, Blasco D, Roy SO and others, 1996. Oxygen consumption in the marine bacterium *Pseudomonas nautica* predicted from ETS activity and bisubstrate enzyme kinetics. *J Plankton Res* 18:1819-1835
- 7 - Berggren M, Lapierre J, Del Giorgio PA, 2012. Magnitude and regulation of bacterioplankton respiratory quotient across freshwater environmental gradients. *ISME J* 6:984-993
- 8 - Romero-Kutzner V, Packard TT, Berdalet E, Roy SO, Gagné JP, Gómez M, 2015. Respiration quotient variability: bacterial evidence. *Mar Ecol Prog Ser* 519:47-59
- 9 - Chin RM, Fu X, Pai MY, Vergnes L and others, 2014. The metabolite α -ketoglutarate extends lifespan by inhibiting ATP synthase and TOR. *Nature* 510: 397-401

Ontogenic changes in the diet of *Octopus vulgaris* paralarvae from coastal to oceanic zooplankton communities off the NW Iberian Peninsula

Álvaro Roura¹, Alexandra Castro-Bugallo¹, Stephen Doyle², Ángel F. Gonzalez³
& Jan Strugnell¹

¹ La Trobe University, Melbourne, 3086, Australia,

² Wellcome Trust Sanger Institute, Hinxton, Cambridge, UK

³ ECOBIOMAR, Instituto de Investigaciones Marinas (IIM-CSIC), Vigo, Spain

ABSTRACT

Our knowledge of the diet of *O. vulgaris* in the wild is restricted to the first two weeks of their planktonic stage, when they are found close to the coast and possess three suckers-per-arm. This is because no octopus paralarvae have been collected previously with more than three suckers in the Atlantic Ocean. Remarkably, 42 out of 99 octopus paralarvae collected during the oceanographic survey CAIBEX-I off the NW Iberian Peninsula had four or five suckers-per-arm. These were collected mostly at night in oceanic samples with bottom depths ranging between 2,000 - 3,000 m, thus shedding light on an unknown aspect of their life cycle. These paralarvae provided a unique opportunity to investigate their trophic ecology as they drift with the zooplankton communities from coastal to oceanic environments. Using a next generation sequencing approach, 1,933,112 sequences were obtained from 64 *O. vulgaris* individuals revealing 59 different prey. Ontogenic changes in the diet were detected between coastal and oceanic communities, evidenced by the decreasing contribution of coastal meroplankton and an increase in holoplankton including siphonophores, pteropods and copepods. The large contribution of crabs along the coastal-oceanic gradient indicates that *O. vulgaris* paralarvae are highly selective predators throughout their planktonic stage, a finding that has important implications for the aquaculture of this species.

INTRODUCTION

The planktonic stage of *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 is the least studied part of their life cycle. The diet of wild octopus paralarvae has been difficult to assess, as digestion of prey occurs externally and morphological identification of prey species is unviable. In turn, it is a lack of understanding of paralarval diet that is the current bottleneck in enabling a viable aquaculture of this species [1]. Investigation of molecular trophic links via analysis of DNA from partially digested and liquefied prey [2] has revealed that early hatchlings (with 3 suckers-per-arm) mainly prey on crabs, shrimps and fish larvae in coastal environments [3]. This trophic strategy is highly specialist, given that paralarvae consistently target prey only present in low abundance in coastal planktonic communities [4, 5].

Recent studies suggest that surface currents transport *O. vulgaris* paralarvae from the coast into the open ocean [5], where they likely complete their planktonic stage [6]. The presence of different developmental stages of octopus found in the oceanic realm (Table 1) has provided a unique opportunity to study (i) the ontogenic changes in the diet of *O. vulgaris* as they travel from the coastal waters toward the open ocean, and (ii) the trophic selectivity within the different zooplankton communities along the coastal-oceanic gradient.

MATERIAL & METHODS

Mesozooplankton samples were collected during the survey CAIBEX-I off the NW Iberian Peninsula (June 7th - 24th 2009), where two lagrangian experiments were carried out following two different water masses: 1) an upwelling-relaxation event in the open ocean, and 2) following upwelled waters along the continental shelf. Day and night samples were collected around the lagrangian buoys at three depths in the ocean (surface, 100m and 500m) and two depths over the shelf (surface and close to the bottom). Samples were manually sorted to collect all cephalopod paralarvae (n=135), among which *O. vulgaris* was the most abundant (n=99 paralarvae, Table 1).

Table 1. Number of *Octopus vulgaris* paralarvae (n) collected in CAIBEX-I and analysed for diet (d).

Location	n	d	Suckers	Depth (m)	Distance (km)
Shelf	51	25	3	65 - 147	10 - 31
Ocean	48	40	3 - 5	1940 - 3105	62 - 75

Octopus digestive tracts (n=65) were individually dissected, from which DNA was extracted using a QIAamp

DNA Micro kit (QIAGEN). A 300 bp region of the COI gene was amplified with the primers NICO-F (5'-TCGTCGGCAGCGTCAGATGTGTATAAGAGACAGGGA CIGGITGAACWGTITAYCCHCC-3'), and NICO-R (5'-GTCTCGTGGGCTCGGAGATGTGTATAAGAGACAGTAI ACTTCIGGRTGICRAARAAYCA-3'). The primers contained a 5' tail containing a universal Illumina adapter sequence (italics) to enable multiplex indexing via primer extension PCR. Furthermore, two blocking primers were designed to minimize amplification of octopus DNA.

PCR reactions (12.5 μ L) contained 10–30 ng of template, 6.25 μ L of RedTaq ReadyMix (Sigma-Aldrich), 0.2 μ L of blocking primer (100 μ M), 0.35 μ L NICO-F (10 μ M), 0.2 μ L NICO-R (10 μ M) and 0.1 μ L MgCl₂ (25nM). Touchdown-PCR cycling conditions consisted of an initial denaturation at 95°C, 3 min followed by 10 cycles: denaturation at 95°C 30 s, annealing at 57°C 30 s - decreasing 1°C per cycle - and extension at 72°C 40 s, then 25 cycles: 95°C 30 s, annealing at 47°C 30 s and extension at 72°C 40 s) with a final step at 72°C 4 min. PCR products were cleaned with AMPure beads and quantified with Qubit™ fluorometer. Illumina multiplex indexes were added to the sequences in a second round PCR, before pooling 0.5 ng of each PCR product in a metasample at a final concentration of 2.5 nM. This pool was sequenced using a v3 2x300 bp kit on an Illumina MiSeq.

Raw paired-end sequencing reads were merged based on sequence overlap and clustered on PEAR using a 98% sequence similarity threshold (minimum five sequences per cluster). Consensus sequences were BLASTed against sequences on GenBank, from which sequences with similarities above 80% were considered as prey (operational taxonomic units) for dietary analysis. Zooplankton communities were defined, identifying between 500–1000 organisms for each zooplankton sample (n=49) and then applying multidimensional techniques on PRIMER6 & PERMANOVA+ as detailed in [4]. The ontogenic changes and trophic specificity within the zooplankton communities were also analysed in PRIMER, with prey reads transformed to a matrix of presence-absence.

RESULTS & DISCUSSION

A total of 1,933,112 merged sequences were retained for analysis, which included 1,847,882 octopus, 78,861 prey, and 6,369 contamination reads. Between 1 and 13 prey per paralarvae were detected in all (but one) octopus paralarvae. Overall, 59 operational taxonomic units (prey) were identified: 35 crustaceans (15 crabs, 8 copepods, 3 cladocerans, 2 pagurids, 2 galatheids, 1 porcellanids, 2 euphausiids, 1 hyperiid and 1 ostracod), 7 fishes, 5 siphonophores, 4 cnidarians, 4 mollusks (1 pteropod, 2 cephalopods and 1 bivalve), 2 polychaetes, 1 ophiuroid and 1 chaetognath. Compared to previous diet analysis using the 16S gene [3], we did not detect the shrimp families Alpheidae, Processidae and Callinassidae.

Two main zooplankton communities were defined coinciding with the samples collected over the continental shelf and in the ocean (Table 1). Significant differences were found in the diet of the paralarvae within these two communities ($p < 0.001$), with up to 45 prey detected in the

coast and 28 prey in the ocean (Fig.1). The main contributors to the diet over the shelf ($p < 0.05$) were crabs > siphonophores > polychaetes > euphausiids > pagurids. In the ocean the main contributors were crabs > siphonophores > copepods > pteropods. Furthermore, ontogenic changes were also detected in octopus with different numbers of suckers in the ocean (Fig. 1).

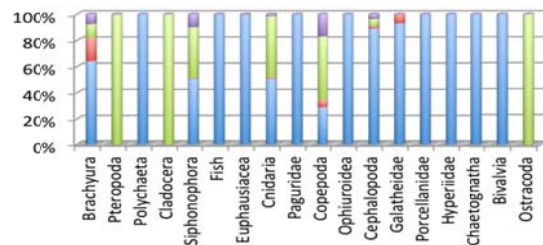


Fig. 1. Ontogenic changes in the diet of *O. vulgaris* paralarvae shown as the proportion of the main prey detected (decreasing order) over the shelf (blue) and the ocean (red: 3 suckers, green: 4 suckers, violet: 5 suckers).

It is noteworthy that crabs were the most important prey in all octopus analysed despite the fact that their abundances in the ocean are one order of magnitude less than in shelf communities. This supports the concept that planktonic *O. vulgaris* are specialist predators, specifically targeting particular prey species in zooplankton communities.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the captain and crew of the R/V “Sarmiento de Gamboa” (IIM, CSIC), M. Cueto and F. Álvarez. This study was supported by the project CAIBEX (CTM2007-66408-C02). AR was supported by a postdoctoral fellowship “Fundación Barrié” (3003197/2013) and “Securing Food, Water and the Environment” Research Focus Area funds (La Trobe University, Melbourne).

REFERENCES

- Vidal EAG, Villanueva R, Andrade JP, *et al.* 2014. Cephalopod culture: current status of main biological models and research priorities. *Adv. Mar. Biol.*, 67: 1-98.
- Roura A, González AF, Pascual S & Guerra A, 2010. A molecular approach to identifying the prey of cephalopod paralarvae. *ICES J. Mar. Sci.*, 67: 1408–1412.
- Roura A, González AF, Redd K & Guerra A, 2012. Molecular prey identification in wild *Octopus vulgaris* paralarvae. *Mar. Biol.*, 159:1335-1345.
- Roura A, Álvarez-Salgado XA, González AF, Gregori M, Rosón G & Guerra A, 2013. Short-time meso-scale variability of mesozooplankton communities in a coastal upwelling system (NW Spain). *Progr. Oceanogr.* 109:18-32.
- Roura A, Álvarez-Salgado XA, González AF, Gregori M, Rosón G, Otero J & Guerra A, 2016a. Life strategies of cephalopod paralarvae in a coastal upwelling system (NW Iberian Peninsula): insights from zooplankton community and spatio-temporal analyses. *Fish. Oceanogr.* 25:241-258.
- Roura A, Doyle S, Hall N, Guerra A, Gonzalez AF & Strugnell J. 2016b. Wild oceanic *Octopus vulgaris* paralarvae provide answers for aquaculture. *J. Shellfish Res.* (accepted).

Rapid and high-resolution physicochemical analysis of transitional and deep marine sedimentary environments with XRF core scanners

Rubio, B., Rey, D., Bernabeu, A.M., Mohamed, K., Vilas, F., Rodríguez-Germade, I., Plaza-Morlote, M., López-Pérez, A., Álvarez-Iglesias, P., Angeli, J.L.F., Luzeva, F.

¹ Grupo GEOMA. Departamento de Geociencias Marinas y Ordenación del Territorio, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad de Vigo, 36310 Vigo (Pontevedra), Spain

² Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 05508-120, São Paulo, Brazil

ABSTRACT

A major advance in the analysis of sediment cores in recent years has been the advent of XRF sediment core scanners. These instruments provide very high-resolution non-destructive elemental analysis and magnetic susceptibility of sediment cores, in a few hours. Density and colour information are also provided through X-ray radiography and digital RGB optical images, respectively. Such core scanners have revolutionized the analysis of sediment cores and are particularly useful, providing high-resolution geochemical proxy data for measuring environmental and palaeoclimate changes. We show several examples of applications in coastal and deep marine sediment cores that include: diagenetic changes, ice-rafted debris identification, facies identification, trace element pollution detection and tracking of environmental changes using rare earth elements.

INTRODUCTION

X-ray fluorescence core scanners, which have now been used for near two decades in the analysis of marine sediments, can provide element concentration in the range Al-U down-core from split core sections up to 12 cm in diameter and 1.8 m in length [1-2]. Detection limits less than one ppm can be achieved, depending on the acquisition time [3]. The scanning resolution can be set to sub-millimetric intervals allowing insights at decadal, annual and even sub-annual scales. The X-ray beam used to irradiate the core in Itrax core scanners is generated using a Mo or Cr X-ray tube (although recently Cox-Analytical Systems have incorporated Rh- tubes) and is focused through a flat capillary wave-guide. Recorded spectra are deconvoluted in live time to construct profiles of peak area integrals for individual elements and Rayleigh and Compton scattering peaks [1].

We show here different application examples from marine sediment cores analyzed by the GEOMA group since the last decade after the arrival of an Itrax core scanner to the University of Vigo.

MATERIAL & METHODS

The analyzed sediments include deep marine sediments from the continental slope from the Atlantic Galician Margin and the western Mediterranean Alboran Sea [4], and some cores from transitional environments -estuaries and rias- including some examples of very high polluted intertidal and harbour areas in Galicia [3], and Huelva [5]. Sediment core sections do not require any treatment

(except a slight surface-smoothing in some cases) and can be directly measured, just covering by foil. Measuring XRF conditions consisted in analyses with a Mo tube at 30 kV and 55 mA or a Cr tube at 30 kv and 50 mA, applying varying exposure time between 10 and 80 s depending of the elements of interest and diverse step sizes ($\geq 200 \mu\text{m}$).

RESULTS & DISCUSSION

Element peak areas reflect element abundances within the sediments, which can be visualized in live time with the RediCore software (Fig. 1).

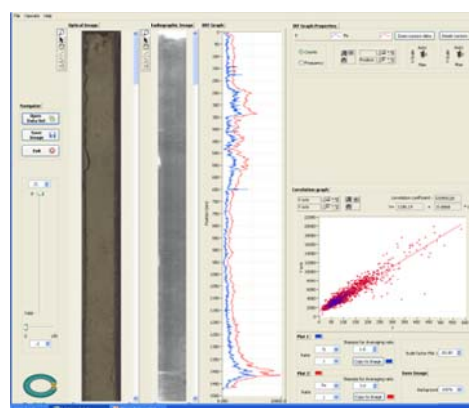


Fig. 1. Screenshot of the RediCore software visualizing the core photograph, its X-ray radiography, Fe (red data) and Ti (blue data) downcore distributions and their dispersion plot and correlation.

Data evaluation, analysis and plotting can be also carried out with a special software [6], the ItraxPlot, which is a data visualization software specifically designed to rapidly and efficiently display XRF core scanner data (Fig. 2).

Contents of the different elements present in a sample can be determined not only qualitatively but also quantitatively as element concentrations using built-in software (Q-spec). This software allows selecting among different standards for calibration. An accurate quantification using the Itrax software requires calibration with a sample similar to that being studied but having known element concentrations. One single calibration sample can only be used so it must contain detectable concentrations of all the elements of interest. Figure 2 shows an example using the reference material SGR-1 (Green River Shale) for a foraminifera-rich sediment marine core from the Galician Continental Margin.

The proxy selection has progressed to presentation as log- or element ratios in order to document natural or anthropogenic environmental changes. We show some examples on marine sedimentary cores for: (1) the identification of diagenetic changes by using Mn peaks, colour changes and Sr/Ca ratios; (2) the identification of ice-rafted debris by Fe and magnetic susceptibility peaks; (3) facies identification; (4) trace element pollution detection; and (5) environmental changes related to changes in salinity and pH, tracked by rare earth elements (REEs) distribution.

REFERENCES

- 1- Croudace IW, Rindby A, Rothwell RG, 2006. ITRAX: description and evaluation of a new multifunction X-ray core scanner. In: Rothwell RG (ed) New techniques in sediment core analysis. *Geol. Soc. Spec. Publ.* 267, pp 51–63.
- 2- Croudace IW, Rothwell RG, 2015. *Micro-XRF Studies of Sediment Cores*, Springer, 688 pp.
- 3- Rodríguez-Germade I, Rubio B, Rey D., 2014. XRF scanners as a quick tool for detecting toxic pollutant elements in sediments from Marín harbour in the Ría de Pontevedra (NW Spain). *Mar Pollut Bull* 86: 458-467.
- 4 – Rodríguez-Germade I, Rubio B, Rey D, Vilas F, López-Rodríguez CF, Comas MC, Martínez-Ruiz F, 2015. Optimization of Itrax Core Scanner Measurement Conditions for Sediments from Submarine Mud Volcanoes. In: *Micro-XRF Studies of Sediment Cores*, Springer, Chap. 3, pp. 103-126.
- 5 – Rodríguez-Germade I, Rubio B, Rey D, Borrego, J. 2015 Detection and monitoring of REEs and related trace elements with an Itrax™ Core Scanner in the Ría de Huelva (SW Spain). *Water Air Soil Pollut* 226 (5):137.
- 6- Croudace IW, Rothwell RG, 2015. ItraxPlot: An Intuitive Flexible Program for Rapidly Visualising Itrax Data. In: *Micro-XRF Studies of Sediment Cores*, Springer, Chap. 26, pp. 613-624.

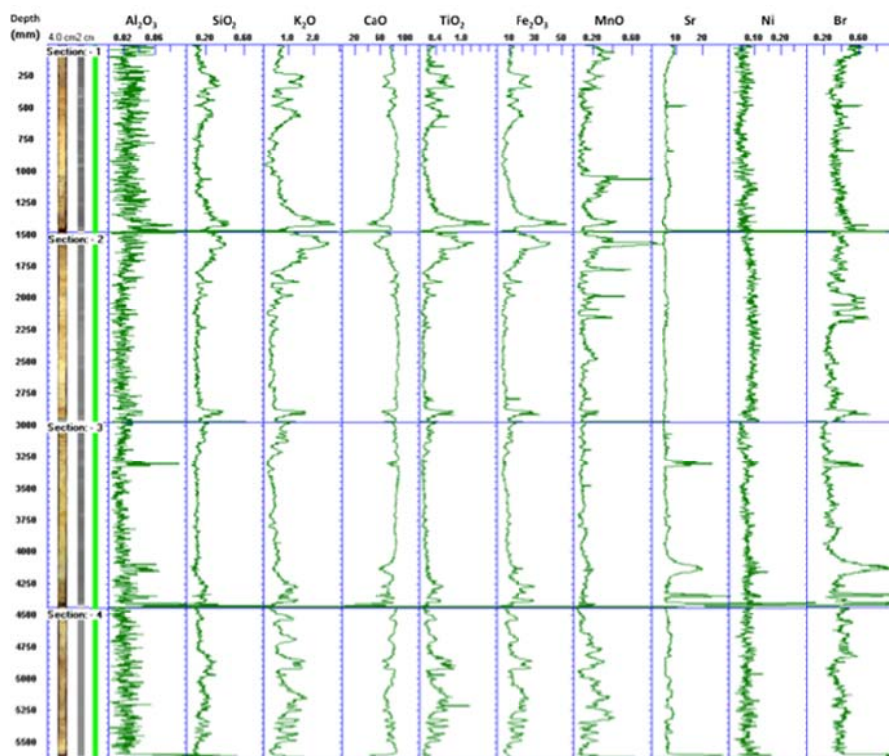


Fig. 2. Integrated optical, radiographic and XRF data for a 6.5 m sediment core from the transitional zone between the Galicia Bank and the Galicia Interior Basin. Data have been quantified by using the standard SGR-1 (Green River Shale) and plotted with the software ItraxPlot. The vertical thick green line, after the photographic and the radiographic images, marks those valid Itrax measurements.

Caracterización del comportamiento agregativo de los peces pelágicos menores en el Golfo de California mediante métodos acústicos

Uriel Rubio-Rodríguez¹, Héctor Villalobos¹, Manuel O. Nevárez-Martínez², Violeta E. González-Máynez² & Alejandro Valdez-Pelayo²

¹ Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, CP: 23096, La Paz, B.C.S., México.

² Instituto Nacional de Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera CP: 85400, Guaymas, Sonora, México.

RESUMEN

El conocimiento *in situ* de la conducta gregaria y de formación de cardúmenes en los peces es complejo de obtener e interpretar. En ese sentido, los métodos acústicos son actualmente una herramienta útil con la cual se puede registrar el movimiento de los peces. Estudios de distribución y abundancia han sentado las bases del conocimiento actual del comportamiento agregativo de los peces en el Golfo de California, sin embargo es necesario comprender la condición de los cardúmenes en la columna de agua (ubicación, tamaño, profundidad, energía acústica, movimientos verticales diurnos-nocturnos, dinámicas de agregación-dispersión). Se describe y analiza el comportamiento vertical de las agregaciones de los peces pelágicos menores más abundantes en el Golfo de California. Se utilizó información acústica durante campañas de prospección en mayo-junio de 2012 a 2014 y febrero 2014. Para analizar el grado de agregación del cardumen se utilizó el software de postprocesamiento Movies+, obteniéndose variables correspondientes a aspectos geográficos, morfológicos, energéticos y batimétricos. Resultados preliminares apuntan a una relación entre la hora del día con la profundidad mínima, profundidad del centro geométrico y número de cardúmenes, aunado a esto, los cardúmenes a menos de 100 m presentan una mayor energía acústica y suelen ser más compactos que aquellos más profundos. Se ha documentado que parte de este comportamiento obedece a patrones de forrajeo en zonas menos profundas durante la noche y la formación de estructuras compactas durante las horas de luz que ofrecen ventaja ante el asedio de depredadores diurnos.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento conductual de los peces ha sido de interés para el desarrollo de diferentes artes de pesca y métodos de captura, tomando relevancia en los peces pelágicos menores debido a su tendencia a agruparse en cardúmenes. El conocimiento gregario de estos peces ha impactado de manera directa en su capturabilidad, al obtener mayores volúmenes de pesca con menor esfuerzo y por consecuencia es relevante tomarlo en cuenta para el manejo de la pesquería.

Sin embargo, las mediciones *in situ* de la conducta gregaria y de formación de cardúmenes son complejas de obtener e interpretar, por lo que la información procedente de la pesquería resulta limitada para el estudio del comportamiento de los cardúmenes en la columna de agua y es necesaria la aplicación de nuevas herramientas para su mejor comprensión.

Desde hace tiempo las evaluaciones acústicas han dejado de ser una simple herramienta de estimación de biomasa y se han empleado como una fuente de información de la distribución de peces. Con el desarrollo de esta herramienta se ha observado la forma, ubicación y la densidad de los cardúmenes de pelágicos menores y la relación que mantienen con el ambiente [1].

En México, la pesquería multiespecífica de pelágicos menores es de gran importancia como recurso pesquero, a

pesar de ello las líneas de investigación de comportamiento silvestre abordan en su mayoría la distribución latitudinal involucrando datos concernientes a los arribos de pesca y evaluaciones pesqueras.

Algunos de estos estudios han arrojado conclusiones valiosas del comportamiento de las agregaciones de estos peces, ejemplo de esto es el conocimiento de los movimientos migratorios latitudinales en relación con las estaciones del año y los patrones de dirección del viento y los eventos de surgencia.

Por lo anterior, el presente trabajo pretende conocer y comprender el comportamiento de los cardúmenes de pelágicos menores en la columna de agua dentro del Golfo de California, esto mediante el análisis de imágenes acústicas de los patrones de agregación y dispersión a lo largo del día.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para el desarrollo del presente estudio se cuenta con ecogramas digitales obtenidos durante campañas de prospección acústica enfocadas a la evaluación de peces pelágicos menores dentro del Golfo de California, coordinados por el Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA) durante los meses de mayo-junio 2012 a 2014 y febrero 2014.

Las campañas de prospección se realizaron a bordo del buque de investigación pesquera “BIP XI”, el cual es de tipo arrastrero y está provisto de una ecosonda científica Simrad EK60 equipada con un transductor de 38 kilohertz (kHz) de haz dividido, mismo que es utilizado en estimaciones de abundancia y en estudios de comportamiento.

Con el fin de registrar datos acústicos en los momentos crepusculares, las prospecciones comenzaron de manera regular a partir de las 18:00 hrs y se prolongaron hasta las 03:00 hrs del día siguiente, aunque frecuentemente se extendieron hasta las 06:00 hrs y ocasionalmente comenzaron antes de las 18:00 hrs.

Los ecogramas digitales obtenidos fueron procesados en el programa Movies+, en donde se realizó la corrección del fondo y en función de valores umbrales de tamaño y energía definidos previamente se aplicó la ecointegración por agregación donde se reconoce a los conjuntos de detecciones como cardúmenes a lo largo de la columna de agua por unidad de muestreo elemental (ESU) de una milla náutica (mn), obteniéndose para cada agregación variables correspondientes a aspectos geográficos, morfológicos, energéticos y batimétricos [2] que fueron utilizados para analizar el grado de agregación del cardumen. Debido a la plasticidad en la geometría del cardumen y la estructura interna, el algoritmo utilizado para la identificación de un cardumen tiene un rendimiento limitado.

La ecointegración por cardumen proporcionó información complementaria a los ecoregistros como profundidad de la columna de agua, posición geográfica y velocidad de navegación.

La hora del día fue una variable empleada para la búsqueda de explicaciones del comportamiento agregativo. Mediante funciones del paquete “mapprools” en lenguaje R se determinó el momento del día en el cual aparecieron los cardúmenes, dichas funciones utilizan algoritmos provistos por la National Oceanic & Atmospheric Administration (NOAA) para el cálculo de amaneceres, atardeceres y crepúsculos según la posición geográfica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados apuntan a una profundidad diferencial entre los cardúmenes diurnos y nocturnos. Durante el periodo nocturno la mayoría de las detecciones son encontradas a menos de 50 m de profundidad, aunque si bien en el día existen cardúmenes en superficie es en este periodo que muchos de ellos se encuentran entre los 50 y 250 m de profundidad.

Este cambio en la distribución de profundidad durante el día y la noche aunado al aumento en el número de cardúmenes durante el periodo diurno ha sido documentado de manera común para los peces pelágicos menores [1,3,4]

Se ha propuesto que durante el día existe una mayor formación de cardúmenes debido a que ofrece ventajas como una mayor vigilancia de depredadores y una mejor defensa ante un ataque de estos. Mientras que existe una

dispersión de los peces al atardecer con fines alimenticios [1,3]. Sin embargo, se ha descrito que existe la formación de cardúmenes nocturnos en ecogramas de otras regiones del mundo con las mismas características que los diurnos, los cuales podrían tener los mismos fines [4].

Se registró más del doble de detecciones de cardúmenes en la zona costera que en la zona pelágica, este patrón relacionado directamente con la distancia a la costa, es similar a observaciones realizadas en el Pacífico Sur Oriental donde los stocks de sardina y anchoa se encuentran concentrados en áreas cercanas a la costa formando desde pequeños cardúmenes hasta capas densas. En este sentido, se encontró que la mayoría de los cardúmenes a menos de 100 m de profundidad (someros) se encontraban sobre la plataforma continental y en todos los periodos del día presentaron una mayor densidad en contraste con aquellos de más de 100 m (profundos).

Al analizar solo las ESU's que contenían detecciones, el 75 % de los cardúmenes se encontraba acompañado de otro cardumen, esto podría indicar por un lado la inestabilidad de la estructura en los cardúmenes grandes que tiende a la separación y adhesión de grupos de menor tamaño, además de una fuerte tendencia de los peces a permanecer en estructuras de cardumen próximos [5,1].

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), al Instituto Politécnico Nacional por la beca de estímulo institucional de formación de investigadores (BEIFI).

REFERENCIAS

- 1 – Fréon P & Misund OA, 1999. Dynamics of pelagic fish distribution and behaviour: Effects on fisheries and stock assessment. Fishing News Books, Blackwell Science Ltd, Oxford. 348p.
- 2 – Diner N, Marchalot C & Berger L, 2003. Echo-Integration by shoal using MOVIES+ software. IFREMER. 26p
- 3 – Bahri TP & Fréon P, 2000. Spatial structure of coastal pelagic schools descriptors in the Mediterranean Sea. *Fisheries Research*, 48: 157-166.
- 4 – Zwolinski J, Morais A, Marques V, Stratoudakis Y & Fernandes PG, 2007. Diel variation in the vertical distribution and schooling behaviour of sardine (*Sardina pilchardus*) off Portugal. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 963–972.
- 5- Bakun A & Cury P, 1999. The “school trap” a mechanism promoting large-amplitude out-of-phase population oscillations of small pelagic fish species. *Ecology Letters*, 2:349-351.

Determination of microalgae limiting nutrients in the Green Lagoon “Charco Verde de Los Clicos”, Lanzarote (Canary Islands)

Darío Ruiz Barbudo^{1*}, Carlos Almeida Peña¹, Juan Luis Gómez Pinchetti¹, Antera Martel
Quitana¹ & Ángel Luque Escalona²

¹ Banco Español de Algas, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, muelle de Taliarte, 35214, Telde, Gran Canaria – España. * <dario.ruiz102@alu.ulpgc.es >

² Instituto Universitario de Estudios Ambientales y Recursos Naturales (i-UNAT), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017, Las Palmas, España

ABSTRACT

The “Charco Verde de Los Clicos” is a hypersaline green coastal lagoon located at the west coast of Lanzarote Island. It is separated from the sea by a black sand barrier, but it is connected with the sea by underground channels. It is part of a semi-submerged hydro-volcanic building. The surface and volume of the lagoon is 7.700m² and 17.700m³ with a maximum depth of 3.5 m at the middle, being the green color due to high chlorophyll levels. The phytoplankton concentrations found in the lagoon indicates eutrophic characteristics. The aim of this work was to confirming that nitrogen is the main limiting nutrient of the primary production because phosphorus is provided by the volcanic substrate. Water samples from six different points of the lagoon were mixed and incubated as control and three different treatments with N, P and N+P were made with five replicates of each treatment. Biomass growth was measured by optical density and flow cytometry during twenty-two days. Results show that during an 11 days period, nitrogen was the limiting nutrient in “Charco Verde de Los Clicos” because the samples, which had received nitrate, present a biomass increase, contrary to the treatments without addition of nitrate where a biomass decrease was found. When both nitrate and phosphate were added it was observed a higher biomass increase. These results indicate that phosphorus started to be also limiting of primary production when the growth by nitrate concentration was high.

INTRODUCTION

Lanzarote Island is located at 100km off the coast of Africa. Because of its submarine volcanic origin, a hydrovolcanic building denominated “El Golfo” is situated on the west coast of the island. In this area, a beach of black sand is found and associated to it, there is a hypersaline coastal lagoon called “Charco Verde de Los Clicos”. Sand extractions from the southern part of the beach from 1965 to 1996 caused a change in the lagoon volume due to the wave’s entrance. At the present the beach is being restored to recover the 1965 situation [1].

The green lagoon has a 50% of its 1965 volume. It is connected with the sea by undersand filtration and the data of high salinity and nutrients indicates the lagoon show hypersaline conditions and eutrophic conditions. The color of it is due to the presence of high chlorophyll levels, being dominants phytoplankton group chlorophytes, diatoms and dinoflagellates

In aquatic ecosystem the deficiency of nitrogen and phosphorus alter the photosynthesis process. The lack of nitrogen decreases the structural proteins of photosystems and alters the structure of molecules chlorophyll *a*, *b* and *c*. Phosphorus plays an important role in phospholipids and is required in molecules of ATP and NADPH to take CO₂ and elaborate organic matter. In most coastal marine

ecosystem, primary production tends to be nitrogen limited due to be found as atmospheric nitrogen. In several hypersaline coastal lagoons the limiting nutrient is phosphorus. The subject of the study was to know the extension of nitrogen and phosphorus as growth limiting factors over the lagoon’s phytoplankton.

MATERIAL & METHODS

Samples were obtained in March 19th 2015. Five liters of water were collected in small tanks at the same depth (50cm) in six points distributed throughout the lagoon. A volume of three liters of each initial sample bottle was taken and deposited in one 20L tank to have a unique and more homogeneous sample. This new sample was well shaken by hand and one aliquot (500-450ml) was introduced in each autoclaved Erlenmeyer. Flasks were manipulated in a laminar flow chamber and close by a cotton plug covered with aluminum foil and pierced by a glass rod. Flasks received continuous air from a blower pump passed first by a water tramp, the glass rods were join to a 0.2 µm filter, which was connected to air/CO₂ hose, producing circulation into the bottles from a blower pump. Two stock solution of 100 nM NaNO₃ (N) and 100 nM KH₂PO₄ (P) were added to get 4 different nutrient treatments using lagoon water (LW) as control (Table 1).

Table 1. Volume used of each treatment.

Treatments	Control	N	K	N+K
LW (mL)	500	450	450	400
N (mL)	0	50	0	50
K (mL)	0	0	50	50

Five replicates of each treatment were prepared. Samples were under different radiation flux. Absorbance of the samples was measured during 22 days by optical density using a Perkin Elmer Lambda 25 spectrophotometer [2].

RESULTS & DISCUSSION

It is observed that the average deviations of the control (C), phosphate (P) and nitrogen (N) treatments are very similar during all the experiment (Fig. 1; A, B, C). In the N+P treatment, the exponential phase of the growth curve starts at day 9 and ends at day 19. Maximal optical density value measured was 0.09, which coincides with the moment when culture begins the stationary phase (Fig. 1E).

In the C, P and N treatments, neither exponential phase nor stationary phase are differentiated, it remains in adaptation phase with a high growth and a maximum value of 0.0106 in the nitrate samples (Fig. 1F).

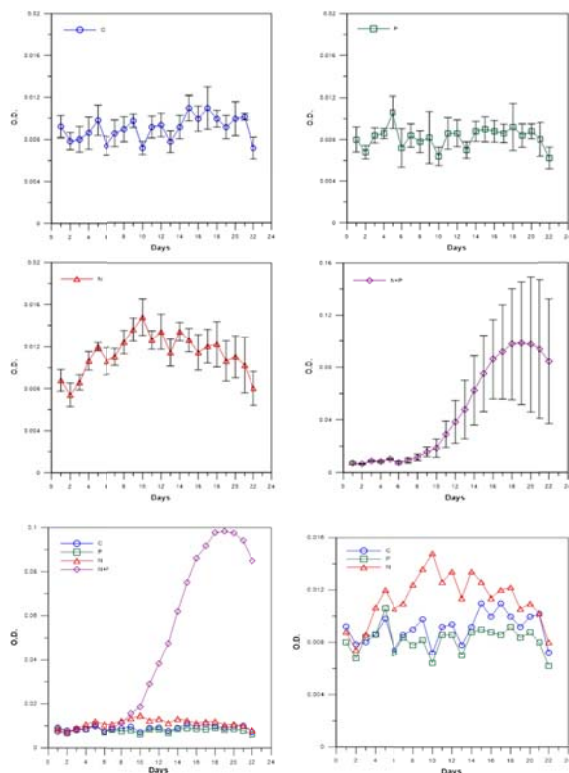


Fig. 1. Growth curves of the different treatments with average deviations realized by optical density.

Otherwise, it gets a distinct behavior in the nitrogen and phosphorus (N+P) treatments, being very low at the beginning and increasing progressively from day 7 (Fig. 1D). The maximum value of average deviation is 0.05 at the day 20 and it starts decreasing after it.

The increase of biomass obtained at optical density and flow cytometry studies in the treatments which had received nitrate addition, with the lack of biomass increment in the non-nitrate treatments, makes evident the role of nitrogen as first limiting factor.

The difference of the growth curves between the N+P treatment and the N treatment is due to phosphate concentration existent in each one. [3] show that when exists an enough nitrate and phosphate concentration, it is produced an increase of the biomass and nitrogen acts like the limiting nutrient, but if the concentration of phosphate is under 0.1 mmol/m^3 , phosphorus is a limiting nutrient with the nitrogen. The C and P treatments have not an increase of biomass probably by the nitrogen low concentration. [1] found a very low concentration of nitrate in the lagoon, similar to obtained in the sea water, and a phosphate concentration three times higher than those found in the sea water near the beach, due to "El Golfo" is rich in phosphorus [3]. Similarly, [4] measured a very low nitrate concentration, under 0.1 mmol/m^3 in January and undetectable in July. Therefore, due to this limiting nutrient concentration is low, it has not produces increases of biomass in these treatments.

We concluded that nitrogen is the first limiting nutrient of the "Charco Verde de Los Clicos" as show the increases of biomass in the lagoon samples incubated with nitrate and the stability or decreased of biomass in the samples without addition of it. When the phosphate concentrations decrease by the phytoplankton absorption, its addition produces an increase of biomass by its role as a secondary limiting nutrient. This must be considered in the restoration plans because add nutrients could be necessary to recovery the biological conditions of the lagoon.

REFERENCES

- 1 - Luque, A. & Medina, L. 1997. The restoration of the "Charca Verde de El Golfo" in Lanzarote Island (Canary Island). Biosphere Reserve by UNESCO. Actes du Colloque BORDOMER 97 "Aménagement et protection de l'environnement littoral", I: 213-218.
- 2 - Wellburn, A. R. (1994) The Spectral Determination of Chlorophylls a and b, as well as Total Carotenoids, Using Various Solvents with Spectrophotometers of Different Resolution. *J. Plant:Physiol.* 144:307-313.
- 3 - Pedrazzi, D. Martí, J. & Geyer, A. 2013. Stratigraphy, sedimentology and eruptive mechanisms in the tuff cone of El Golfo (Lanzarote, Canary Islands). *Bull Volcanol* 75:740.
- 4 - Medina, L. & Luque, A. 1998. Nitrogen as limiting factor of the primary production in the "Charca Verde de El Golfo" (Lanzarote). III Symposium fauna and flora of the Atlantic island. San Miguel. Azores.

Towards a HAB forecast service in the Galician region

Manuel Ruiz Villarreal^{1*}, Luz M. García García¹, Marcos Cobas¹, Gonzalo González-Nuevo²,
Patricio Díaz², Beatriz Reguera² & José M. Cabanas²

¹ Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico da Coruña.

² Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico de Vigo

*E-mail: manuel.ruiz@co.ieo.es

ABSTRACT

We will present the recent developments of our forecasting capabilities to warn of impending harmful algal blooms (HABs) in Galicia, where aquaculture has a strong socio-economic impact. A HAB warning service for monitoring agencies and the aquaculture industry has been developed as a demonstration of a Copernicus marine downstream service coupled to the MyOcean service. In this contribution, we describe the Galician ASIMUTH forecast system and demonstrate its skill in predicting HAB transport and its usefulness to provide assessment for the management of the areas affected by toxic outbreaks. We also describe the Galician pilot HAB bulletins, aimed at distributing forecasts of HAB events that might induce closures of harvesting areas or, when the areas are already closed, at giving information on forthcoming oceanographic conditions that could favour or hamper the opening of an area. Our results show that the model forecasts and the bulletins can provide early warning of the risk of *Dinophysis spp.* events and the risk of closures linked to the presence of toxins above regulatory levels in harvesting areas.

INTRODUCTION

IEO is a public research institute founded in 1914 and devoted exclusively to marine related studies including fisheries, aquaculture and marine environment studies. IEO routinely performs monitoring of hydrography, plankton, fisheries and pollutants along the Spanish coasts. IEO maintains a large observing system for monitoring of oceanographic and biological properties around the Iberian Peninsula and Islands [1]. As a development for supporting users in different domains, a suite of products for the general public, and more specific for the aquaculture, marine leisure, fishing and commercial users, are available in the web portal <http://www.indicedeafloramiento.ieo.es>. With downscaled models IEO is producing upwelling indexes, frontal maps for fisheries and beach status information for marine leisure pursuits (<http://playas.ieo.es>). Data and products are disseminated through web applications some of them ready for smart phones.

During the ASIMUTH project, an effort was made to develop products that characterize the oceanographic conditions during periods of HABs and that help forecast the risk of impending HABs. At the North-western Iberian coast, HAB events (mainly *Dinophysis spp.*) are a recurrent phenomena throughout the whole year, leading to closures of harvesting areas in a region where aquaculture has a strong socioeconomic impact. Pilot bulletins for early warning of HAB events in the Galician shelf and rías were developed during ASIMUTH to respond to the demand of specific HAB forecasts (monitoring agencies and the aquaculture industry) [2]

MATERIAL & METHODS

Over the past ten years, the Coastal Ocean Modelling Group at IEO has gained wide experience in the simulation of the circulation of the NW and N Iberian shelf and slope using the Regional Ocean Model System (ROMS). In its present forecast configuration, the models is being run routinely with atmospheric data supplied by the regional weather service (MeteoGalicia, <http://www.meteogalicia.es>). Open boundaries and initial conditions are obtained from a large scale model, the operational forecasting system for the North Atlantic (PSY2V4/Mercator Ocean) in the MyOcean Copernicus Marine Service. The operational grid domain spans from the Atlantic (from Cape S. Vicente, Portugal) to the Cantabrian Sea shelves (up to Gijón, Spain), with a 4 km resolution. A higher resolution 1.3 km grid centred in the Galician coast runs nested. This system provides water temperature, salinity, surface elevation, currents and fluxes with a 3 day forecast range. The model configuration has been extensively compared with data and it has shown skill in simulating the observed variability of shelf and slope processes in the area [2,3] Another pre-operational configuration, developed during the ASIMUTH project, runs with a 3.5 km resolution and extends to the French shelf. A N2PZD2 biochemical model is run coupled to the physical model and provides results of nutrients, chlorophyll, phytoplankton and zooplankton [3]. The Galician HAB forecast system gathers data on the status of harvesting areas (open or closed) and about the presence of toxic species and also information on the current oceanographic conditions from in-situ

measurements and satellite imagery. This is combined with the analysis of the results of high resolution local numerical model predictions that help characterise along-shore and across-shore transport. Experts use this information and their knowledge to issue a prediction of where a HAB is “likely” to result in closures of harvesting areas. We have performed hindcast and forecast simulations for different periods that show that the forecast system is able to describe and predict across and along-shore transport affecting harvesting sites in Galicia and their variability and therefore can provide assessment for monitoring agencies and the aquaculture industry to implement protective measures on time.

RESULTS & DISCUSSION

Can our system provide an early warning of HAB events?

The main species causing toxic outbreaks in Galicia are the dinoflagellates *Dinophysis* spp. (*D. acuminata* and *D. acuta*) and *Gymnodinium catenatum*; associated with diarrhetic (DSP) and paralytic shellfish poisoning (PSP) events. *D. acuminata* appears in the rías linked to the beginning of the upwelling season and persists throughout the upwelling season; variations in cell numbers are associated with wind event variability. It is known that highest net growth of *D. acuminata* is observed during relaxation and downwelling following upwelling events. During ASIMUTH we have demonstrated that the forecast model is able to describe in detail the oceanographic conditions in response to upwelling-downwelling cycles and the interplay of different physical forcing (wind events, tides...). The forecast model is therefore able to warn of the conditions favourable for *D. acuminata* growth: upwelling events (favourable for the growth of its prey *Mesodinium* spp.) followed by retention in the rías (favourable for the encounter of *Dinophysis* and *Mesodinium*). Particularly, the model is able to warn of potentially rapid changes in cell densities linked to shifts in winds. Therefore, we can put forth that the forecast model can warn of the risk of a DSP event by *D. acuminata* that might cause the closing of harvesting areas.

In contrast to *D. acuminata*, *D. acuta* and *G. catenatum* are very seasonal and appear at the autumn transition from upwelling to downwelling favourable conditions as sudden blooms that have been linked to along-shore advection of shelf waters. Autumn blooms cause high economic losses to the shellfish industry when closures last for several months, including the winter (Christmas) harvest season, when sales are at their peak. In this contribution we will show hindcast simulations of the dinoflagellate blooms during the autumns of 2005 and 2013. The presence of *D. acuta* in 2005 and 2013 and of *G. catenatum* in 2005 on the northern Portuguese shelf in the summer of the two years was detected by the Portuguese monitoring system. In October 2005 and September 2013, these toxic species suddenly appeared in Galicia. The ASIMUTH system was able to forecast along-shore advection associated with the arrival of autumn HABs to Galicia in both years. In Figure 1 we can see that the forecast system predicted northwards transport on the shelf on the days before 30 September 2013 able to transport HAB populations from Portuguese waters. This is clearly seen both in along-shore sections and in the results from the Lagrangian simulations tracking

particles emitted on the shelf from the latitudes of the northernmost Portuguese bivalve monitoring areas

ACKNOWLEDGEMENTS

The developments described in this work have been funded by projects ATLANTOS (Horizon 2020 call BG-8-2014), ASIMUTH (Fp7-SPACE-261860), MyOcean2 (Fp7-Space-2011-1-283367), RAlA Coastal Observatory projects (0313-RAIA-1-E and 0520-RAIA-CO-1-E, POCTEP 2007–2013) and by the Axencia Galega de Innovación (GAIN, Xunta de Galicia). Computations were partially performed at CESGA (Centro de Supercomputación de Galicia).

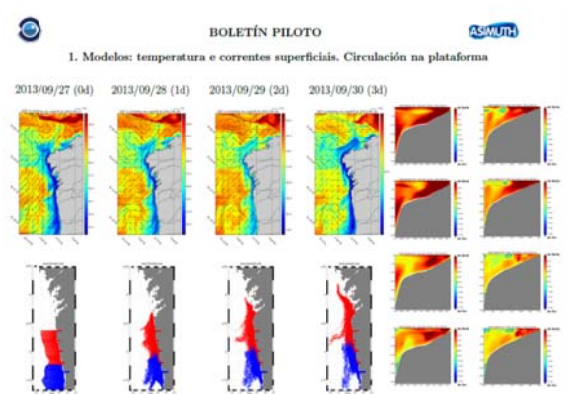


Fig. 1. Galician Pilot HAB Bulletin page for Friday 27 September 2013. Top panel: 3-day forecasts of model generated SST and velocities. Bottom left panels: 3-day evolution of particles released from the two northernmost Portuguese bivalve monitoring areas. Left panel: 3-day forecast of north-south velocities (red and blue respectively) along cross-shore sections at the central latitudes of the Portuguese monitoring areas (left, Viana; right, Porto)

REFERENCES

- 1 – Tel E, Balbin R, Cabanas JM, Garcia MJ, Garcia-Martinez MC, Gonzalez-Pola C, Lavin A, Lopez-Jurado JL, Rodriguez C., Ruiz-Villarreal M, Sánchez-Leal RF, Vargas-Yáñez M & Vélez-Belchí P, 2016. IEOOS: the Spanish Institute of Oceanography Observing System, *Ocean Sci.*, 12, 345-353
- 2 - Ruiz-Villarreal M, García-García L, Cobas M, Díaz PA & Reguera B, 2016, Modelling the hydrodynamic conditions associated with *Dinophysis* blooms in Galicia (NW Spain), *Harmful Algae*, 53C, 40-52.
- 3 - García-García L, Ruiz-Villarreal M & Bernal M, 2016. A biophysical model for simulating early life stages of sardine in the Iberian Atlantic stock. *Fish. Res.*, 173(3), 250–272

The influence of tidal spring-neap cycle in the distribution of chlorophyll *a* in the Strait of Gibraltar region

Iria Sala¹, Gabriel Navarro², Marina Bolado-Penagos³, Fidel Echevarría¹ & Carlos M. García¹

¹ Departamento de Biología, Universidad de Cádiz

² Departamento de Ecología y Gestión Costera, Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (ICMAN-CSIC)

³ Departamento de Física Aplicada, Universidad de Cádiz

ABSTRACT

The study of chlorophyll distribution in the Gulf of Cádiz-Strait of Gibraltar-Alborán Sea region is of special interest due to the complex dynamics associated to this area. Cape Trafalgar, characterized by a high autotrophic productivity and biomass, could act as a biomass focus exporting chlorophyll to the Alborán Sea. Tidal cycles induce in the area both the generation of high amplitude internal waves, and the advection of high-chlorophyll coastal waters from the northeastern platform of the Gulf of Cádiz to the Strait of Gibraltar and Alborán Sea. In this study, ten-year ocean color observations from the MEdium Resolution Imaging Spectrometer (MERIS) have been used to compare the distribution of the surface chlorophyll concentration during spring and neap tides in this region. The spring climatology average is characterized by the presence of a plume of chlorophyll near Cape Trafalgar, which is barely difficult to appreciate in the neap tide climatology average.

INTRODUCTION

The Mediterranean Sea and the Atlantic Ocean are connected through the Strait of Gibraltar, considered one of the most complex spots in the world ocean. The basic two-layer circulation, with a superficial Atlantic layer flowing towards the Mediterranean and an outflow of deep high-density Mediterranean waters, increases its complexity by a variety of phenomena as transport fluctuations due to the tidal cycle [1]. In addition, the generation of high amplitude internal waves is associated to the tidal cycle as the outflow interacts with the Camarinal Sill, reaching higher amplitude during spring tides.

Consequently, the chlorophyll distribution in this area will be influenced by the important role played by this complex hydrodynamics. Several studies have demonstrated the importance of submesoscale processes in the distribution of chlorophyll between coastal zones and the main channel of the strait. Macías *et al.* [2], using a coupled physical-biological model and field data, suggested that lateral advection of coastal waters into the center of the channel could be induced by divergences occurring when surface circulation maintain a different sign in the western part of the Strait. This phase of tidal cycle coincides, in fact, with the generation of internal waves in the channel. This hypothesis was confirmed by [3]. Using in-situ data and satellite images, they showed how chlorophyll-enriched coastal waters are advected toward the Alborán Sea associated to propagation of internal waves. Meanwhile, Ramirez-Romero *et al.* [4] described how the combination of internal waves and tides influence the suction of high chlorophyll coastal waters near Cape Trafalgar toward the Alborán Sea. They also found that this suction takes place during both spring and neap tides, however its influence was more evident during the spring tides.

One of the objectives aimed by the project MEGAN is to determine the influence of the hydrodynamic processes in the distribution and dispersion of inorganic and organic fractions, specially in and from the Cape Trafalgar, an area with high autotrophic productivity and biomass that its assumed acts as a biomass focus. Therefore, this work was performed to compare the tidal spring-neap fortnightly cycle influence in the distribution of chlorophyll in this area, using 10 years of surface chlorophyll concentrations derived from the MEdium Resolution Imaging Spectrometer (MERIS) datasets.

MATERIAL & METHODS

The satellite ocean color images data used in this study were obtained from MERIS, an ocean color sensor developed by the European Space Agency (ESA). The dataset was made up of daily chlorophyll *a* concentrations (*chl-a*, mg m⁻³) considering the complete mission of this sensor, from September 2002 to April 2012, for an area centered in the Strait of Gibraltar (between 35 - 37 °N and 7 - 4 °W). All available images from OC4ME algorithm [5], at full spatial resolution (300 m), were downloaded via-ftp from the Ocean Color Website (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov>). A total of 5006 daily images were processed using SeaDAS v6.4 software (<http://seadas.gsfc.nasa.gov>), assessing image quality. MATLAB software was used to edit and analyze the data files.

Two data sets were computed regarding the fortnightly tidal cycle, spring and neap conditions. To avoid the high cloud coverage the analysis were performed on 7-days

composite images, ± 3 days from spring tide or neap tide. Also, a third data set was computed considering the intermediate time interval range of ± 3 days between tides. These composites were created by arithmetically averaging all daily available images of the 7-day interval at each pixel. Only pixels with $[\text{Chl}] \leq 20 \text{ mg m}^{-3}$ were considered [6,7]. For each data set a 10-years climatology was calculated.

RESULTS & DISCUSSION

Although several studies using remote sensing were performed in the Gulf of Cádiz – Strait of Gibraltar – Alborán Sea area, no study has been conducted until now to investigate tidal effects on chl-a distribution in this highly dynamic area, using a 10-year series of full resolution data.

The climatological analysis performed for each data set shows the distribution of the chl-a during the whole period in the Strait of Gibraltar (Fig. 1a-c). In the three maps is visible the upwelling zone along the Spanish coast. A maximum chl-a concentration is identified in the Gulf of Cádiz, probably due to the freshwater and nutrients inputs of the Guadalquivir River. Also, the oligotrophic Western Alborán Gyre is present, although the area of study does not reach its full extension.

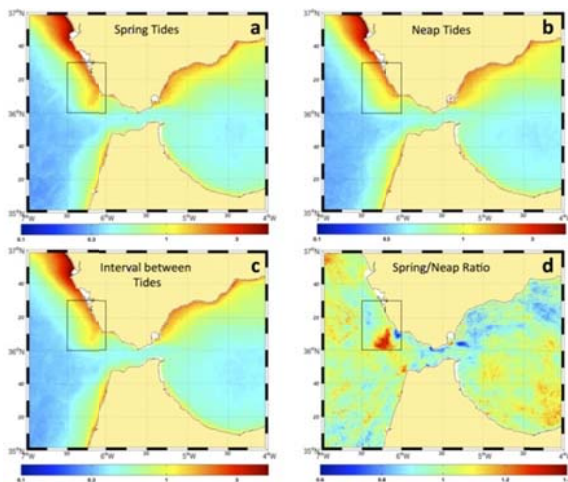


Fig. 1. 7-day climatology of MERIS chlorophyll (mg m^{-3}) during (a) spring tide, (b) neap tides, and (c) the interval between tides; (d) ratio between spring and neap tide climatologies. The solid line frames the area of Trafalgar.

These maps are pretty similar, however, when the attention is focused on the Cape Trafalgar (solid line in Fig. 1), a plume of chl-a from the coastal waters near Cape Trafalgar toward the channel can be observed. This plume is more evident in the spring tide average, showing higher concentrations of chl-a. Meanwhile, this tongue is barely noticeable in the neap tide climatology, but it is present in the map from the interval between tides average. Fig. 1d shows the ratio of both climatologies, spring and neap, where it is easy to appreciate the difference between this spring-neap cycle. This structure increases its chl-a in 40% during spring tides.

These results agree with previous research in this area, identifying a structure that evidence the presence of a lateral transport of chlorophyll-enriched coastal waters toward the channel. Moreover, this plume present a spring/neap variability, in agreement with the results obtained by [6]. However, more statistical analysis (i.e. empirical orthogonal functions) should be realized in order to improve these results.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors acknowledge the ESA and NASA for providing access to MERIS images. This work has been supported by the Spanish National Research Plan through projects, CTM2013-49048-C2-1-R, CTM2013-49048-C2-2-R, CTM2014-58181-R, and Regional Project PR11-RNM-7722. Iria Sala and Marina Bolado-Penagos are supported by a grant of the FPI fellowship program.

REFERENCES

- 1 - Bruno, M., J. J. Alonso, A. Cózar, J. Vidal, A. Ruiz-Cañavate, F. Echevarría, and J. Ruiz (2002), The boiling-water phenomena at Camarinal Sill, the Strait of Gibraltar, *Deep Sea Res., Part II*, 49, 4097–4113, doi:10.1016/S0967-0645(02)00144-3.
- 2 - Macías, D., A. P. Martín, C. M. García, M. Bruno, J. García-Lafuente, A. Izquierdo, A. Vázquez, A. Yool, D. Sein, and F. Echevarría (2007), Mixing and biogeochemical effects induced by tides on the Atlantic–Mediterranean flow in the Strait of Gibraltar. An analysis through a physical–biological coupled model, *Prog. Oceanogr.*, 74, 252–272.
- 3 - Vázquez, A., S. Flecha, M. Bruno, D. Macías and G. Navarro (2009), Internal waves and short-scale distribution patterns of chlorophyll in the Strait of Gibraltar and Alboran Sea. *Geophysical Research Letters* 36.
- 4 - Ramírez-Romero, E., D. Macías, M. Bruno, E. Reyes, G. Navarro, and C. M. García (2012), Submesoscale, tidally-induced biogeochemical patterns in the Strait of Gibraltar. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, doi:10.1016/j.ecss.2012.02.010.
- 5 - Morel, A., and D. Antoine (2000), Pigment Index retrieval in case 1 waters, MERIS Algorithm Theoretical Basis Document, ATBD2, 9, p. 25.
- 6 - Navarro, G., J. Ruiz, I. E. Huertas, C. M. García, F. Criado-Aldeanueva, and F. Echevarría (2006), Basin-scale structures governing the position of the deep fluorescence maximum in the Gulf of Cadiz. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography* 53 (11-13), 1261-1281.
- 7 - Navarro G. and J. Ruiz (2006), Spatial and temporal variability of phytoplankton in the Gulf of Cádiz through remote sensing images. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography* 53 (11-13), 1241-1260.

The influence of superficial Lagrangian transport routes in the retention capacity of the Azores Islands

Iria Sala^{1,2}, Sheila N. Estrada-Allis^{2,3}, Cheryl Harrison⁴, Xavier Couvelard⁵ & Rui M. A. Caldeira^{2,7,8}

¹ Departamento de Biología, Universidad de Cádiz, Puerto Real, Spain

² Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Porto, Porto, Portugal

³ Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Las Palmas, Spain

⁴ National Center for Atmospheric Research, Boulder, CO 80305, USA

⁵ Centro de Ciências Matemáticas, Universidade da Madeira, Funchal, Portugal

⁶ Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar, Universidade do Porto, Porto, Portugal

⁷ ARDITI-Agência Regional para o Desenvolvimento da Investigação Tecnologia e Inovação, Observatório Oceânico da Madeira (OOM), Funchal, Portugal

RESUMEN

Understand the general routes of dispersion mediated by ocean currents are of special interest for fisheries management and conservation biology, being a very useful tool in the definition of protected areas. This knowledge is inestimable in the particular case of the Azores Island, a hot-spot of biodiversity in the Atlantic Ocean. A first approach to identify superficial transport pathways of the northeast Atlantic Ocean used the Regional Oceanic Modeling System to calculate ocean current velocity components (u , v , w), and Ariane (an off-line Fortran code dedicated to the computation of three-dimensional streamlines from velocity fields) to calculate the transport of particles around the numerical model domain. Results were consistent with known connectivity and drifting patterns. A second study was conducted centred on these islands using the Hybrid Coordinate Ocean Model coupled with the Connectivity Modeling System. The Gulf Stream and the westward propagating eddy corridor off the Azores Current were identified as the main transport pathways affecting the Archipelago.

INTRODUCTION

The North Atlantic upwelling region is one of the four major eastern boundary systems of the world. A distinctive characteristic of this system is the discontinuity imposed by the entrance of the Mediterranean Sea, forming two distinct subsystems: the Canary Basin and the Iberian Peninsula. This region is characterized by the presence of the North Atlantic Current, Azores Current (the southeastward branch of the Gulf Stream), and the Canary Current, all part of the eastern anticyclonic North Atlantic subtropical gyre. Moreover, the Iberian system is characterized by a succession of mesoscale structures such as jets, meanders, ubiquitous eddies, upwelling filaments, and countercurrents, superimposed on the more stable variations at seasonal timescales. Understand the role of the different oceanographic phenomena in the colonization, dispersal, fisheries recruitment and speciation processes, will be a very useful information for fisheries management, conservation biology, and the definition of protected areas.

The case of the Azores Archipelago (AZ) is of special interest due to its isolated location in the middle of the North Atlantic Ocean. Moreover, the AZ is considered a hot-spot of biodiversity in the Atlantic Ocean [1]. It consists of nine volcanic islands, several small islets and 461 seamounts, distributed along a ~600 km tectonic zone, rising from the ocean basin ~4000 m below. Its uneven topography and the presence of extreme environments

associated with hydrothermal vents, allow the existence of different marine ecosystems with habitats where complex marine food webs are assembled.

The aim of this study is to map the most probable superficial transport routes in the NEA affecting these islands and analyze their capacity to retain incoming particles and organisms that drift with the oceanic currents. To reach these objectives a series of numerical experiments were performed using an off-line Lagrangian tool, attached to an ocean circulation model.

MATERIAL & METHODS

First Study: to map the most probable superficial transport routes in the NEA affecting these islands, this study was carried out using a ROMS-Agrif hydrodynamic model (Institut de Recherche pour le Développement version) [2,3], and Ariane, a Lagrangian off-line numerical tool, that integrates the particles with the 3D velocity fields (u , v , w) of the ROMS solution [4]. A 10-year simulation was conducted to identify the common Lagrangian routes at superficial waters by releasing particles around the Macaronesian islands, along the Iberian Peninsula coast, the Strait of Gibraltar, and along the northwest African coast.

Second Study: to analyze the capacity of the AZ to capture incoming particles and organisms that drift with the oceanic currents the study was carried out using the Connectivity Modeling System (CMS v1.0) [5]. The CMS operates off-line, integrating the particles with the 3D velocity fields (u , v , w) of the hydrodynamic model HYCOM (<http://hycom.org/>). Passive particles were released along the boundaries of a source box surrounding the islands at superficial depths, and the capture capacity of the islands was estimated counting the number of particles captured by each island sub-group.

RESULTS & DISCUSSION

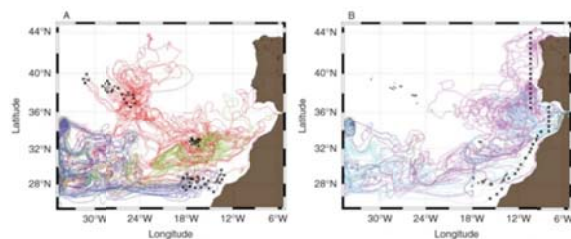


Fig. 1. Lagrangian pathways of particles released at 1–10 m. A: Particles released from the Macaronesian archipelagos (AZ: red lines; MA: green lines; CA: blue lines). B: Particles released along the IP (pink lines), GI (black lines) and NWA (light blue lines). Black crosses represent the release location; circles represent the end location.

Fig. 1 shows the results obtained in the first study. The influence of the Azores Current (AzC) is noticed in the dispersion of particles released around the AZ and Madeira archipelagos (MA). These particles joined their trajectories with the particles released at Canary Islands (CA), following the westward propagation of the Canary Current (CaC). The particles released at the Iberian Peninsula (IP) coast traveled southward, probably influenced by the Portugal Current, reaching the CaC. However, particles released northerly in the IP traveled eastward toward the Cantabrian Sea, probably due to the Navidad Current. The particles released at the Strait of Gibraltar and north-west African coast were directly linked with the CaC southward drift. A particle released in the AZ could reach the MA in 332 d and 767 d to reach the CA.

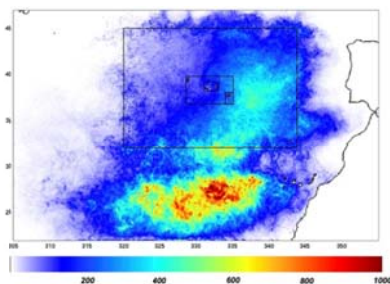


Fig. 2. Particle density distribution along the source box at 5 m depth.

Fig. 2 shows the results obtained in the second study. In the superficial waters, released particles arrived to the AZ mainly from the NW corner of the source box. These particle trajectories were influenced by the Gulf Stream (GS) and its two branches, the North Atlantic Current (NAC) and the AzC, which transport water in a south-east or south direction. This explains the accumulation of particles (high density) on the southeast of the domain, i.e., downstream of these strong currents. While eddies and meanders of the AzC largely propagate westward to the south of the archipelago, eddies from the GS regularly penetrate the region from the northwest, thus contributing to the delivery of particles onto the islands.

Determine the capacity of these small islands and seamounts to capture and retain incoming particles has a direct influence on fisheries recruitment, and our results highlight the role of the GS and its associated eddies injecting particles from the north and west boundaries onto the islands.

ACKNOWLEDGEMENTS

The RAI A Coastal Observatory has been funded by the Programa Operativo de Cooperación Transfronteriza España–Portugal (POCTEP 2007–2013). Numerical model solutions were calculated at CIIMAR's HPC unit, acquired by FCT pluriannual funds (PesT-C/MAR/LA0015/2011), and further expanded with funding from the RAI A.co project.

REFERENCES

- 1 - Aboim, M.A. (2005), Population genetics and evolutionary history of some deep-sea demersal fishes from the Azores North Atlantic. Southampton Oceanography Centre (Ph.D. thesis).
- 2 - Shchepetkin, A. F., and J. C. McWilliams (2003), A method for computing horizontal pressure-gradient force in an oceanic model with a nonaligned vertical coordinate. *J. Geophys. Res.* 108 (C3): 3090.
- 3 - Shchepetkin *et al.* (2005), The Regional Oceanic Modeling System (ROMS): A split-explicit, free-surface, topography-following-coordinate oceanic model. *Ocean Model.* 9: 347–404.
- 4 - Blanke and Raynaud (1997), Kinematics of the Pacific Equatorial Undercurrent: An Eulerian and Lagrangian approach from GCM results. *J. Phys. Oceanogr.* 27: 1038–1053.
- 5 - Paris *et al.* (2013), Connectivity Modeling System: probabilistic modeling tool for the multi-scale tracking of biotic and abiotic variability in the ocean. *Environ. Model. Softw.* 42, 47–54.

Análisis y caracterización de las artes de pesca artesanales en el litoral andaluz en función de los modelos de selectividad

Natalia Salamanca de las Nieves, Víctor Sanz Fernández, Rubén Muñoz Lechuga
& Remedios Cabrera Castro

Departamento de Biología. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Universidad de Cádiz

RESUMEN

El Plan de Modernización del Sector Pesquero Andaluz (2003) refleja que la creación y el fomento de estudios sobre la diversidad de las artes de pesca, constituye el punto de partida para realizar una ordenación razonable y sostenible de la actividad pesquera en el litoral andaluz. Partiendo de esta premisa, el presente estudio tiene como objetivo la caracterización y el análisis de los diferentes tipos de artes de pesca artesanales del litoral andaluz, comparándolos con diferentes modelos de selectividad pesquera, tanto activos como pasivos. Con el propósito de arrojar información sobre esta cuestión, se ha planteado realizar una búsqueda bibliográfica que permita obtener los datos suficientes para la caracterización de las artes de pesca y modelos de selectividad pesquera. Los datos procedentes de la Junta de Andalucía en el año 2011, indican que las artes pasivas representan el 61,53 % de la actividad pesquera total del litoral andaluz mientras que las activas el restante 38,47 %. En cuanto a las especies ambos tipos de artes presenta un patrón común, dirigiendo sus capturas hacia especies como la merluza (*Merluccius merluccius*) entre otras. El modelo dominante es el sigmoideal y la merluza la especie más buscada. Con la selectividad se pretende mejorar la eficiencia y eficacia de las capturas y el estado del caladero. Por lo tanto, se puede concluir que mejorando la selectividad de las artes dominantes del litoral andaluz, se podría realizar una actividad pesquera muy selectiva que a largo plazo pudiese mejorar el estado de los caladeros.

INTRODUCCIÓN

Andalucía es una de las diez comunidades autónomas españolas que tienen salida al mar. Sus costas se encuentran bañadas por el Océano Atlántico en su parte occidental y el Mar Mediterráneo en la oriental. Cuenta con un total de 26 puertos pesqueros (<http://www.puertosdeandalucia.es/es/puertos-pesqueros>) que forman parte de la importante actividad pesquera que se desarrolla en la comunidad, representando el 0,2% del PIB regional [1].

La diversidad cultural de la región ligada siempre al mar, ha provocado que se desarrollen multitud de artes de pesca diferentes, muchas de ellas artesanales y que no han cambiado mucho a lo largo del tiempo [2]. Sin embargo, una de las principales preocupaciones que tienen los gestores, investigadores y pescadores sobre el sector pesquero es la sostenibilidad de los caladeros [3], especialmente de las especies objetivo que se consumen en la zona. Para realizar una ordenación razonable y sostenible de la actividad pesquera en el litoral andaluz es necesario crear y fomentar estudios sobre la diversidad de las artes de pesca [4]. Con la intención de implantar artes que sean más selectivas garantizando una mejora del estado y sostenibilidad de los caladeros además de una pesca más artesanal. El presente estudio tiene como objetivo la caracterización y el análisis de los diferentes tipos de artes de pesca artesanales del litoral andaluz, comparándolos con diferentes modelos de selectividad de artes de pesca, tanto activos como pasivos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para el desarrollo del estudio se realiza una búsqueda bibliográfica, con el fin de obtener artículos en los que las artes de pesca más utilizadas en el litoral andaluz estuvieran representadas. De esta manera, de todos los artículos analizados hasta el momento un 45,45% del total contenía información relevante para la selectividad andaluza. A partir de la información analizada, se implanta una clasificación según el tipo de modelo, los parámetros para los mismos, arte de pesca empleado y la especie objetivo (*Tabla 1*).

Una vez caracterizada la selectividad más representativa en Andalucía, se realiza una nueva búsqueda para comprender el estado actual de la flota pesquera encontrando que los datos más recientes son de 2011 [5]. Con estos datos, se desarrolla una nueva clasificación en función de si se trata de artes pasivas o activas con el propósito de conocer que tipología de arte concentra el mayor volumen de utilización, y cuál es su especie objetivo (*Tabla 2*), para que de esta manera, se pueda comparar la caracterización de la flota con los estudios de modelos de selectividad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La flota costera artesanal en Andalucía se encuentra dividida principalmente en artes pasivos y artes activos [5]. Los artes pasivos concentran el mayor porcentaje de flota 61,53 %. Las especies más capturadas por este tipo de flotas son tintoreta (*Prionace glauca*), atún rojo (*Thunnus*

thynnus), marrajo (*Isurus oxyrinchus*), pez espada (*Xiphias gladius*) y voraz (*Pagellus bogaraveo*) [5]. A pesar de no precisar el tipo de arte ni la especie objetivo, los artes menores pasivas concentran el 54.2% del total de la flota pesquera andaluza y es la tercera que más ingresos aporta [5]. El desconocimiento del tipo de arte y especies objetivos puede ser debido a que alternan varios artes de pesca y especies objetivo en función de la época del año (monovalente o polivalente).

La flota pesquera destinada a artes activas constituye el 38,47 % [5], debido a su mayor tonelaje de registro bruto (TRB), presentan un mayor volumen de capturas e ingresos que la flota pasiva, aunque en términos de número de barcos la flota es menor, la capacidad de la misma es superior. Las principales especies objetivo son merluza (*Merluccius merluccius*), atún rojo (*Thunnus thynnus*), pez espada (*Xiphias gladius*) y sardina (*Sardina pilchardus*) [5]. Al comparar ambos tipos de artes entre sí, se observan características comunes tanto en las especies objetivos como en los modelos de selectividad empleados en la bibliografía. El modelo dominante es el sigmoideal y la merluza la especie más registrada. La aplicación de modelos de selectividad pesquera tiene como principal propósito la mejora de la eficiencia y eficacia de las capturas, y el estado del caladero. Por lo tanto, si existen estudios bibliográficos en los que se desarrollan modelos de selectividad adecuados para una especie objetivo, sería necesario poder aplicar esta selectividad en la actividad pesquera andaluza para que a largo plazo, se pudiese mejorar el estado de los caladeros a partir del progreso de artes más eficientes y eficaces. Además de esta propuesta, la aplicación simultánea de otras medidas como la apuesta por una flota artesanal frente a la industrial, el desarrollo de estudios de tallas y una mayor fluidez de información entre distintas entidades públicas (Ministerios, universidades, centros de investigación etc.), permitirán sacar un mayor rendimiento a los datos existentes sobre el estado de los caladeros, con el fin de aplicar una gestión más realista y precisa de los mismos.

Tabla 3. Resultado obtenidos del análisis de los artículos

Tipo de modelo	Tipo de arte	Especie objetivo
Modelo lognormal[6]	Modelo predefinido, no especifica el tipo de red	<i>Salmo salar</i> *
Modelo sigmoideal[7]	Palangre	<i>Diplodus vulgaris</i> <i>Pagellus acarne</i> <i>Pagellus erythrinus</i> <i>Spondylusoma cantharus</i>
Modelo sigmoideal [8]	Arrastre de fondo de forma cónica	<i>Pagrus pagrus</i>
Modelo lognormal [8]	Palangre	<i>Pristipomoides zonatus</i>
Modelo sigmoideal [9]	Red de arrastre	<i>Trachurus murphyi</i> <i>Merluccius merluccius</i>
Modelo sigmoideal [10]	Arrastrero de popa	<i>Merluccius gayi</i>

* Aunque no es estrictamente marina se considera de gran relevancia para estudios de selectividad.

Tabla 4. Clasificación de los artes de pesca en Andalucía.

Artes pasivos	Artes activos
Palangre de superficie	Arrastre al fresco
Voracera	Rastro remolcado
Artes menores	Draga hidráulica
	Cerco

REFERENCIAS

1. - MAGRAMA. 2012. Dossier autonómico. Comunidad Autónoma de Andalucía.
2. - Padillo JM & Carreiras JJ. 1994. Las artes de pesca en el litoral gaditano. Diput Prov Cádiz.
3. - Pauly D, Christensen V, Guénette S, Pitcher TJ, Sumaila UR, Walters CJ, Watson R, Zeller D, 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature. Nature Publishing Group*, 418(6898), 689–695.
4. - Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural, 2003. Plan de modernización del sector pesquero andaluz.
5. - Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural, 2012. Caracterización de la pesca costera artesanal en Andalucía.
6. - Erzini K, & Castro M, 1997. An alternative methodology for fitting selectivity curves pre-defined distributions. *Fisheries Research*, 1998, 307-313.
7. - Erzini K, & Gonçalves J, 1996. Species and size selectivity in a Portuguese multispecies artisanal long-line fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 53, 811–819.
8. - Millar RB, 1992. Estimating the size-selectivity of fishing gear by conditioning on the total catch. *Journal of the American Statistical Association*, 87(420), 962–968.
9. - Aydin C, & Tosunolu Z, 2010. Selectivity of diamond, square and hexagonal mesh codends for Atlantic horse mackerel *Trachurus trachurus*, European hake *Merluccius merluccius*, and greater forkbeard *Phycis blennoides* in the eastern Mediterranean. *Journal of Applied Ichthyology*, 26(1), 71–77.
10. - Queirolo D, Ahumada M, Hurtado C F, Soriguer M C, & Erzini K, 2012. The effects of subsampling and between-haul variation on the size-selectivity estimation of Chilean hake (*Merluccius gayi gayi*). *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(2), 345–357.

Micro-morphologies, habitats and associated biodiversity in a fluid venting submarine structure using ROV underwater images: Mercator mud volcano (Gulf of Cádiz)

O. Sánchez-Guillamón¹, J.L. Rueda¹, J.T. Vázquez¹, D. Palomino¹, L. Somoza², M.C. Fernández-Puga³, F.J. Gonzalez², L.M. Fernández Salas⁴, T. Medialdea², P. Madureira⁵, B. Rincón-Tomás⁶, E. Pamo², M. Gallardo-Núñez¹, R. León² & N. López-González¹

¹ Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Málaga. Puerto pesquero S/N 29640, Fuengirola, Málaga.

² Instituto Geológico y Minero Español. Ríos Rosas 23, 28003, Madrid.

³ Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Avda. República Saharaui S/N 11510, Puerto Real, Cádiz.

⁴ Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Cádiz, Muelle de Levante, S/N, 11006, Cádiz.

⁵ Estrutura de Missão para a Extensão da Plataforma Continental. Rua Costa Pinto, N.º 165. 2770-047 Paço de Arcos - Portugal

⁶ University of Göttingen, Geobiology Department. Göttingen, Germany.

ABSTRACT

Mercator mud volcano has been explored by direct visual observations using a ROV at 350 to 370 m depth. Underwater images, taken mainly at the summit, have allowed characterizing the fluid venting environment, where different microforms, habitats and associated biota, with typical seepage components have been identified. Chemosynthetic bacterial communities were detected and sampled at the northeastern side of the summit at 350 m, next to pockmark-like depressions with diameters ranging 1 to 3 m, bioturbation marks, sediment mounds and authigenic carbonates of different sizes (0.1-5m length). Chemosynthesis-based communities were mainly composed by bacterial mats (patch diameter 10-30 cm), however some remains of cold seep chemosymbiotic bivalves (*Lucinoma asaphus*) were also found on the sediment. Habitat types at Mercator MV are influenced by oceanographic and sedimentation processes deposition and favouring fauna colonizing diverse substrate types, such as large sponges on slabs and sea-pens and annelids on soft bottoms.

INTRODUCTION

Habitat characterization and mapping using underwater images has been carried out in several mud volcanoes (MVs) and cold water coral (CWC) mounds both at the Spanish and Moroccan margins of the Gulf of Cádiz (GoC) [1, 2]. MVs present heterogeneous substrate types, from anoxic environments generated along the extrusion of fluids to complex hard bottoms with abundant authigenic carbonates (AC) produced after the anaerobic oxidation of methane by bacterial communities [3]. In most of these MVs vulnerable deep-sea habitats have been observed, including anoxic bottoms with bacterial mats, sea-pen communities, sponge, antipatharian and gorgonian aggregations, and also CWC banks [1]. In this study, the summit and the upper zone of the flanks of Mercator MV (350-370m depth), located at the Moroccan margin of the GoC has been explored, allowing the study of fluid venting related features and microscale-forms and habitats.

MATERIAL & METHODS

In March 2014, the Spanish R/V *Sarmiento de Gamboa* equipped with the multi-operational Remotely Operated Vehicle (ROV) "Luso 6000" explored 8 MVs of the GoC during SUBVENT2 expedition (SV2). A 1130 m long transect (SV2-Dive02) explored the summit of Mercator MV, from the SW flank upper zone to the NE flank upper zone and more than 7 hours of high definition underwater

images were taken. In addition, bathymetric data were acquired using the Atlas Hydrosweep DS multibeam echosounder and were processed with CARIS HIPS & SIPS yielding a bathymetric grid resolution of 15 m (Fig.1B). The characterization of habitats was based on high resolution videos and captured photographic material with MAGIX software. ArcMap 10.3.1 and Fledermaus were used for the analysis of the digital data and their cartographical presentation (Fig. 1C).

RESULTS & DISCUSSION

Mercator MV is a submarine venting structure mainly composed of soft muddy bottoms, where the presence of large (up to 5 m) to small (less than 10 cm) authigenic carbonates, mainly slabs, increases the seafloor heterogeneity (Table 1). The sediments display high degree of bioturbation with abundant burrows, galleries and small mounds built by small crustaceans (*Munida* sp.) and annelids (*Hyalinoecia tubicola*), among other species (Fig.1, Table 1).

Four different sections have been found along the ROV transect in relation to substrate and associated fauna, and therefore displaying different habitats. Mercator MV is in general characterized by a low density and diversity of soft bottom species including: (1) Sea pen communities (*Funiculina quadrangularis*) (<1 colony/m²) intermixed

with large slabs mainly in section A and D (central and SW summit areas); (2) bacterial mats (Fig. 2C-D), together with *H. tubicola* (20 ind/m²) and chemosymbiotic bivalves remains (*Lucinoma asapheus*) next to circular depressions (Fig. 2A-B), which probably are related to seepage (i.e. pockmarks), erosive scour marks or burrows of large megafauna (*Conger conger*, *Eledone*) in Section B (central and NE summit areas) and (3) Ceriantharia aggregations (50ind/m²) with *H. tubicola* (20 ind/m²) at section C (Fig. 2E-F). Hard bottoms with exhumated slabs display a wider biodiversity, including large size sponges (mainly *Geodia* sp., *Phakellia* sp.) in Section A and D and solitary scleractinians (mainly *Caryophyllia cf calveri*) on partly buried bioclasts, crusts and medium slabs in Section C. Habitat types at Mercator MV are related with the expulsion of gas-enriched sediments and availability of AC [3], which in turn are influenced by oceanographic processes affecting sediment deposition and different hydrodynamic conditions enhancing exhumation of AC and fauna colonizing different substrate types.

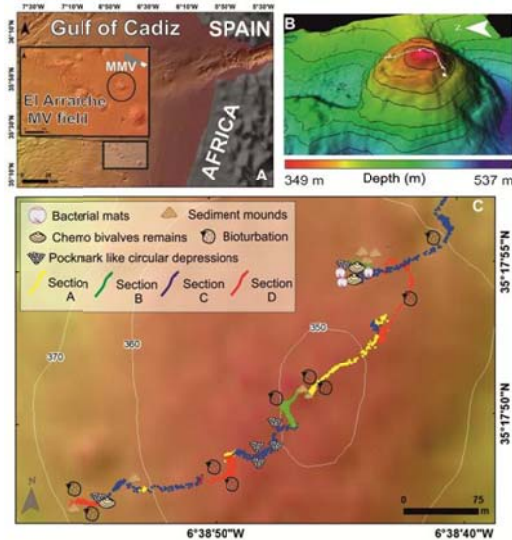


Fig. 1. Location of Mercator MV in the El Arraiche MV field (A), 3D model of Mercator MV (B) and ROV transect displaying main microscale forms and biota (C).

ACKNOWLEDGEMENTS

This research is a contribution to SUBVENT project (CGL2012-39524-C02, MINECO, Spain) and ATLAS project (EU, Horizon 2020). We thank EMEPC Team for their professional work operating ROV "Luso6000".

REFERENCES

- 1 - Rueda JL et. al, in press. From chemosynthesis-based communities to cold-water corals: Vulnerable deep-sea habitats of the Gulf of Cádiz. *Mar Biodiv*.
- 2 - De Mol L, Hilário A, Van Rooij D & Henriët, JP 2012. Habitat Mapping of a Cold-Water Coral Mound on Pen Duick Escarpment (Gulf of Cádiz). *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat*, 645-654.

3 - Díaz del Río V et al, 2003. Vast fields of hydrocarbon-derived carbonate chimneys related to the accretionary edge/olistostrome of the Gulf of Cádiz. *Mar Geol*: 195 (1-4), 177-200.

Table 1. Summary of main features detected in the four sections along the ROV transect at Mercator MV. bu: burrows

Section	Sediment type	Slabs	Main biota
A	Muddy bottom High bioturbation (90 bu/m ²)	Large size (1-5 m)	Porifera (<i>Geodia</i> sp.) <i>Caryophyllia</i> cf. <i>calveri</i> Sea-pen (<i>Funiculina</i> <i>quadrangularis</i>) Crustaceans (<i>Munida</i> sp.)
B	Muddy sand bottom Circular depressions Medium bioturbation (20bu/m ²)	Medium size (1-0.1 m)	Bacterial mats Ceriantharia <i>Hyalinoecia</i> <i>tubicola</i> Bivalve remains (<i>Lucinoma</i> <i>asapheus</i>)
C	Muddy bottom Circ.depressions Medium bioturbation (20bu/m ²)	Medium size (1-0.1 m)	<i>C. cf. calveri</i> Ceriantharia <i>H. tubicola</i> Crustaceans (<i>Munida</i> sp., <i>Paramola</i> <i>cuvieri</i>)
D	Muddy bottom High bioturbation (90bu/m ²)	Small size (>0.1 m)	Porifera (<i>Geodia</i> sp.) Sea-pen (<i>F.</i> <i>quadrangularis</i>)

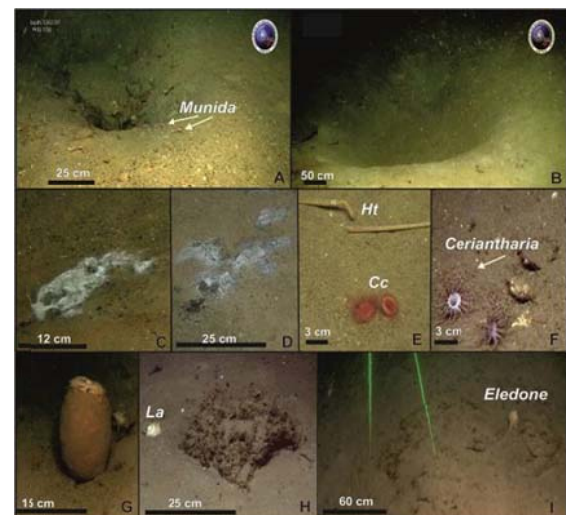


Fig.2. Underwater images from Mercator MV. A-B) Circular depressions of Sections C-D; C-D) Bacterial mats of Section B; E-F) Muddy sand with bioclasts colonized by *Caryophyllia cf calveri*(Cc), *Ceriantharia* (Ce) and *H. tubicola* (Ht); G) *Geodia* sp attached to a medium slab; H-I) Exhumated slabs on muddy bottoms with remains of *Lucinoma asapheus* (La).

Assessment of the impact of Atlantic bluefin tuna farming on benthic habitats: a multivariate approach at family level for amphipods and polychaetes

Pablo Sanchez Jerez¹, Damian Fernandez Jover¹, Victoria Fernández Gonzalez¹, Slavica Matijevic², Danijela Bogner², Leon Grubisic² & Ivona Mladineo²

1. Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Universidad de Alicante. Spain.

2. Institute of Oceanography and Fisheries. Split. Croatia.

ABSTRACT

The Atlantic Bluefin Tuna fattening and farming industry that expanded rapidly in the Mediterranean Sea, is characterized by high stocking densities and a high input food biomass, in the form of whole bait seafood, caught fresh in the locality or imported frozen from abroad. Hence, if the environmental monitoring of this type of aquaculture activity developed in coastal areas is not effectively done within a proper sustainable development framework, growing concerns about the potential adverse environmental effects of tuna farming in the Mediterranean are substantiated. However, evaluation of monitoring tools for tuna farming has received less attention than other activities, such as mollusc production, or seabream and seabass farming. Based on the principles of taxocene surrogation (reducing the assessment of the whole community to a single but representative taxocene) and taxonomic sufficiency (identification up to higher levels than species), we investigated the potential use of a non-parametric multivariate approach as monitoring program of tuna farming activities, following a hierarchical spatial design and the use of multiple controls, and checking for correlations with a sediment physicochemical environmental variables. Our data suggest that monitoring the impact of tuna farming by comparing the changes of amphipods and polychaetes assemblages at family level, using statistics based on a resemblance matrix from a multivariate point of view, and surrogating the whole benthic assemblage to a single taxocene, is an optimal approach with an excellent cost/benefit ratio.

INTRODUCTION

The tuna fattening industry has expanded rapidly in the Mediterranean Sea, and also in Australia, Mexico and Japan; the world production of farmed tuna reached 36350 t in 2014. The main capture-based aquaculture producers of Atlantic Bluefin tuna in the Mediterranean Sea are Spain, Malta and Croatia, which together accounted for more than 14500 t in 2014 (Tveteras *et al.* 2015). In 2014, Croatia produced 2224 t of bluefin, equivalent to 40 million of euro. As all intensive rearing systems, tuna farming requires high stocking densities and a high input of food biomass in the form of whole bait seafood (fish and cephalopods). Hence, there have been growing concerns about the potential adverse environmental effects of tuna farming in the Mediterranean, given the rapid expansion of this activity. It is accepted that monitoring programs are necessary, and macrozoobenthic communities are widely selected as useful indicators because their change reflects on overall ecological status of soft habitats, given their broad degree of tolerance to different pollutants. We considered the analysis from a multivariate point of view, obtaining information for selected taxa at the family level and applying multivariate analyses of ecological communities based on measures of dissimilarity using Bray–Curtis index, avoiding assumptions of the parametric statistics. The present study aimed to select the most informative taxa from overall community, and assess the

sensitiveness of the relevant benthic macroinvertebrate assemblages (amphipods and polychaetes) at family level.

MATERIAL & METHODS

Tuna farming facility in Vela Grška Bay, south-west part of Island of Brač, Adriatic Sea (43°05'67"N, 15°28'63"E) comprising 6 cages of 50 meters was sampled in this study. Two pristine bays unaffected by aquaculture activities and anthropogenic influence were selected as control locations. In each of 3 locations (1 farming, 2 control sites), 3 random sites were sampled with 3 replicates. Sampling was carried out during summer and winter conditions (September 2013 and March 2014). Samples of sediment were taken using quadrates of 20x20 cm by scuba diving, between 30-35 m depth. Samples were sieved through a 0.5 mm mesh and the retained residues were preserved in a 10% formalin seawater solution. In the laboratory, macrofauna individuals were sorted, identified at family level and counted. Multivariate procedures were applied during the analysis of macrofauna assemblages, considering each taxa as a variable and the abundance as an attribute. Using triangular similarity matrices were calculated using the Bray–Curtis similarity coefficient (Clarke & Gorley 2006), after transforming the data by square root to weight the contributions of common and rare species in the similarity

coefficient. Non-metric multidimensional scaling (MDS) was used as the ordination method, showing the stress value. The SIMPER routine was used to determine the contribution of each taxa and family to the dissimilarity among treatments (farm and controls). After SIMPER analysis, polychaetes and amphipods were selected from the overall assemblage, to investigate the effects on the assemblage structure as a whole. The entire experimental design was analysed using permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) based on the Bray-Curtis dissimilarities (Anderson *et al.* 2008).

RESULTS & DISCUSSION

Seventeen taxa were identified in the samples, having polychaetes as the most abundant (61.5%), followed by amphipods (26.9%) and bivalves (4.6%). Expected marked dissimilarity was observed between control and farm sites, supported by the Monte-Carlo significance test of PERMANOVA ($p = 0.02$), while no significant differences were found between seasons. SIMPER analysis indicated that amphipods (17.7%) and polychaetes (14.97%) were the most important taxa inducing dissimilarity between farm and control sites (46.09% of total dissimilarity).

Amphipods contributed the most to dissimilarities (SIMPER, total dissimilarity 99.14%); with main families being Nuuanuidae, Oedicerotidae and Ischyroceridae (SIMPER; 42.1, 14.5 and 10.8% of total dissimilarity, respectively). Of these, major dissimilarity was basically a consequence of the high presence of family Nuuanuidae in farm. The non-metric multidimensional scaling (nMDS) marked dissimilarities between control and farm sites that were supported by PERMANOVA ($p = 0.02$), showing a significant effect of season as an impact factor (sexim, $p=0.016$), although having a high spatial variability at site level ($p=0.0034$).

Polychaetes showed also a high dissimilarity between farm and control sites (82.57%, SIMPER). The main families responsible for differences between farm and control sites, mainly present in the farm sediments, were Spionidae, Nereididae and Capitellidae (SIMPER; 23.6, 17.3 and 12.6% of total dissimilarity, respectively), being more abundant at farm. Dorvilleidae, Syllidae, Oweniidae and Pisionidae had less influence, between 3 and 5 % of total dissimilarity, being more abundant at control sites. Farm

sites showed a reduction in number of families at the farm, with several families absent (e.g. Pisionidae, Oweniidae, Sabellidae, Paranoidae and Lumbrineridae). MDS showed a very clear discrimination with a higher statistical differences than in case of amphipods, only for impact factor (PERMANOVA, $p=0.005$), but with a seasonal spatial variability (sexlo(im), $p=0.0034$).

The use of polychaetes as environmental indicators has been well described, mostly its use as indicators of sea bream and sea bass farming impacts on the benthic habitat. These groups can be also used as surrogate because are able to reflect patterns of the whole macrobenthic community, from the species level to the order level, along both natural and human-induced gradients (Aguado *et al.* 2015). Amphipods are an important group of benthic fauna in terms of abundance and diversity and are commonly used as indicator because their greater sensitivity to pollution, compared to other crustacea. Consequently, previous studies recommend the use of this taxon as a biological indicator of change potentially resulting from sea bream and sea bass farming activities. Our results corroborate the utility of amphipods also as indicator also for tuna farming activities on benthic habitats.

REFERENCES

- 1 - Aguado-Giménez, F., Gairín, J.I, Martínez-García, E., Fernández-González, V., Ballester Molto, M., Cerezo-Valverde, J. Sánchez-Jerez, P. 2015. Application of “taxocene surrogation” and “taxonomic sufficiency” concepts to fish farming environmental monitoring. Comparison of BOPA index versus polychaete assemblage structure. *Marine Environmental Research* 103: 27-35.
- 2 - Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR. 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods*. Plymouth, UK: PRIMER-E.
- 3 - Clarke KR, Gorley RN. 2006. *PRIMER v6: User manual/tutorial*. Plymouth, UK: PRIMER-E.
- 4 - Tvetera, R. Nystoyl, R, Jory, D. 2015. Aquaculture production forecast. Global Aquaculture Alliance GOAL 2015 meeting. Vancouver, BC Canada, October 2015.

Crecimiento y distribución de *Scrobicularia plana* (Da Costa, 1778) en tres zonas de la provincia de Cádiz: Río San Pedro (AND-14), Sancti Petri (AND-16) y Río Barbate (AND-18)

Paula Sancho-Martínez¹ & Remedios Cabrera-Castro²

¹ Instituto de Ciencias Marinas (ISMAR-Ancona) - Universidad de Cádiz.

² Departamento de Biología. Universidad de Cádiz.

RESUMEN

La coquina de fango (*Scrobicularia plana*) es uno de los principales recursos marisqueros de la Provincia de Cádiz constituyendo una fuente de ingresos y un medio de subsistencia importante en la zona. Se estudió el crecimiento y distribución de *S. plana* durante el periodo comprendido entre Mayo 2014 hasta Abril 2015 en las zonas de producción de Río San Pedro (AND-14), Sancti Petri (AND-16) y Río Barbate (AND-18). Para ello, se realizaron análisis biométrico y conteo de marcas o anillos de crecimiento. Los resultados obtenidos muestran que al aumentar el tamaño del individuo aumenta el número de marcas de crecimiento y que los individuos mayores los encontramos en la zona de Río Barbate seguidos de Río San Pedro y Sancti Petri. Las diferencias de crecimiento por zonas podrían deberse a factores abióticos en la zona AND-16 y más al marisqueo en las otras dos zonas. Son necesarios más estudios para estas poblaciones de bivalvos que ayuden a realizar una mejor gestión del recurso y ordenación de la actividad marisquera que garanticen la sostenibilidad del mismo en el futuro.

INTRODUCCIÓN

La pesca y la acuicultura son una fuente crucial de ingresos y medios de subsistencia para cientos de personas en todo el mundo. En 2014 la producción mundial de moluscos se cifró en 23.875.520 t constituyendo los bivalvos un 69.7 % del total. En España fue 297.522 t donde los bivalvos representaban un 78.6 %. Las zonas autorizadas para marisqueo extractivo se encuentran recogidas en la orden AAA/1416/2013, de 15 de Julio y recorren el litoral español, hallándose las zonas de mayor actividad marisquera en la comunidad de Galicia, seguida de Andalucía y Cataluña.

En Andalucía, la producción pesquera en 2010 alcanzó las 68.427 t siendo la Provincia de Cádiz la más importante y la coquina de fango, *Scrobicularia plana* (da Costa, 1778) la especie de bivalvo más capturada con un 83.3%. *S. plana* tiene una gran importancia no solo como fuente de alimento para la avifauna y la ictiofauna, sino también por su valor económico en la actividad marisquera.

Este estudio tiene como objetivo conocer la distribución y el crecimiento de *S. plana* en las zonas de producción del saco interno de la Bahía de Cádiz y río Barbate, determinando las características biométricas de los individuos en los distintos puntos y su variación mensual, así como, un aproximación para el estudio de crecimiento a partir de la observación de anillos / marcas y longitud valvar.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para realizar el estudio de distribución y crecimiento de *S. plana* se obtuvieron muestras de tres puntos de la zona del

Golfo de Cádiz: Río San Pedro (AND-14), Sancti Petri (AND-16) y Río Barbate (AND-18) desde mayo 2014 a Abril 2015.

Las muestras fueron proporcionadas por el Laboratorio de Control de Calidad de los Recursos Pesqueros (L.C.C.RR.PP.) Se muestrearon 2486 individuos: 818 en Río San Pedro, 874 en Sancti Petri y 794 en Río Barbate. El mes de Agosto de 2014 se excluyó del estudio debido a la ausencia de datos.

Se realizó la toma de datos biométricas midiendo, el ancho, alto y grosor de las valvas de los individuos (mm) y el peso: peso total, peso de la carne y peso de la valva (g). Las valvas se etiquetaron y guardaron para la posterior observación de las marcas de crecimiento con una lupa binocular LeicaM32 mediante luz transmitida.

Para estimar el crecimiento de los individuos se realizó un análisis estadístico con el programa R-Commander (3.0.1). Se obtuvo un resumen numérico de las variables muestreadas, se calcularon las regresiones lineales y potenciales entre las variables de longitud-peso y se determinó el tipo de relación más significativa y el tipo de crecimiento asociado a *S. plana*. También se realizó un análisis de media de anillos de crecimiento y se calculó el modelo de Von Bertalanffy a partir del modelo de Ford y Walford.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La mejor relación entre las variables de longitud y peso medidas se encontraron entre la longitud valvar (LV) y el

peso total (PT) siendo ésta de tipo potencial (crecimiento alométrico).

De 2486 individuos muestreados la longitud media fue 36.06 mm. Por zonas la longitud fue mayor en los individuos de la zona de Río Barbate (37.34 mm) seguidos de la zona de Río San Pedro (36.71 mm) y siendo los de menor tamaño los ejemplares de la zona de Sancti Petri (34.35 mm), (Fig. 1). Esta última medida estaría por debajo de la talla mínima de captura permitida para la especie (Orden 7 marzo 2011, Consejería Agricultura y Pesca). En cuanto a los pesos, la zona de Río San Pedro y Río Barbate fueron los de mayor peso, (Fig. 2). Los resultados obtenidos (mayor longitud – mayor peso) están de acuerdo a los encontrados por [1] para la especie *Solem marginatus*, que mostró aumento de peso y tamaño. El incremento de tamaño puede verse limitado por factores abióticos como la temperatura y la cantidad de alimento o por otros factores como la salinidad, corrientes de agua, tiempo de inmersión y el tipo de sedimento. Los estudios realizados por Sales (1983) [2] obtuvieron niveles de contaminación por residuos urbanos en la zona de producción de Sancti Petri y ligeramente contaminados para metales pesados. Estos resultados podrían explicar en parte la disminución de tamaño de los individuos de la zona de Sancti Petri respecto a las otras dos zonas. Los análisis de hidrodinámica del caño de Santi Petri indican una limitada renovación de las aguas [3], pudiendo afectar a la biología de *S.plana* en esta zona. Así como, la existencia de una veda en las zonas de río San Pedro y Barbate durante el mismo periodo de tiempo podría suponer un aumento del esfuerzo marisquero en la zona de Sancti Petri.

Respecto a las variables de longitud y peso realizados por zonas y mensualmente se obtiene un mismo patrón para las zonas de río San Pedro y Barbate con dos picos en los meses de verano e invierno para ambas zonas y un mínimo en Septiembre, siendo la longitud inferior al límite permitido de captura de la especie (<35 mm). El patrón general muestra individuos con menor tamaño en Septiembre 2014 y de mayor tamaño en Enero 2015 (Fig. 1)

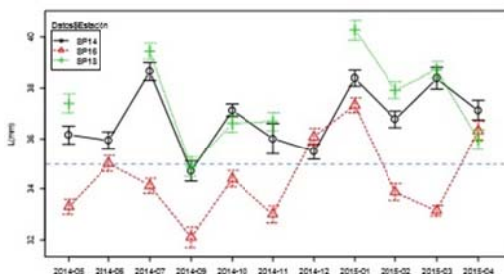


Fig 1. Media de la longitud de la valva por zonas desde 05/2014 a 04/2015

Los picos obtenidos pueden ser atribuidos a una mayor disponibilidad de alimento (bloom de fitoplancton) así como, a una disminución de la actividad marisquera.

Mientras que los valores mínimos en Septiembre, pueden estar asociados a una mayor afluencia turística en los meses anteriores de verano que aumenta la demanda de la especie y de la actividad marisquera, siendo capturados los ejemplares de mayor tamaño (Fig. 2)

El estudio de las marcas de crecimiento y posterior comparación con la longitud mostró que el mayor número de anillos coincide con el aumento de la longitud y por consiguiente mayor edad [4]. Obteniendo ejemplares con mayor número de marcas en las zonas de Río San Pedro y Río Barbate.

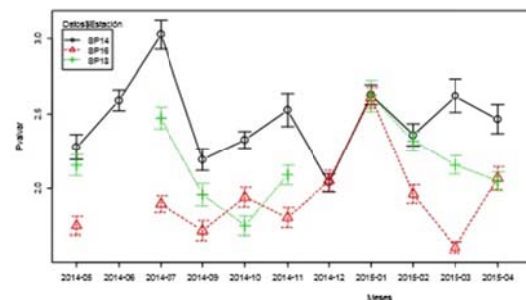


Fig 2. Media del peso valvar por zonas desde 05/2014 a 04/2015

Los parámetros del modelo de crecimiento de Von Bertalanffy con base de los datos obtenidos en la observación de marcas de crecimiento y longitudes de las conchas, dieron como resultado un valor de L_{∞} de 38.33084 mm y un valor de K de 0.406916. Por lo que el crecimiento de *S. plana* responde a la siguiente ecuación: $L_t = 38.33084 * (1 - e^{-0.406916 * (t - 0.268188)})$. Los parámetros obtenidos se encuentran en el mismo rango que los obtenidos por otros autores para la misma especie [4].

Son necesarios más estudios para determinar el crecimiento de estas poblaciones con el fin de que ayuden a realizar una mayor gestión del recurso y de la actividad marisquera que garanticen la sostenibilidad del mismo.

REFERENCIAS

- [1] Remacha-Trivino, A. (2005). Densidad y biometría y proporción de sexos de *Solen marginatus* (Pulteney, 1799) (Mollusca:Bivalvia) en la ría del Eo (noroeste de España). *B Inst Esp Ocean* Vol. 21(1-4):387-394.
- [2] Sales D.,Gomez A. y Cantero D. (1983) Incidence of urban sewage disposal in the salt-pond areas of the south of the bay of Cadiz. *Mar Pollut Bull.* Vol. 14(12): 447-452.
- [3] Lara-Martin P., Gomez-Parra A. y Gonzalez-Mazo E. (2008) Sources, transport and reactivity of anionic and non-ionic surfactants in several aquatic ecosystems in SW Spain: A comparative study. *Environ Pollut.* Vol.156: 45-46.
- [4] Santos, S., Lutikhuizen, P., Campos, J., Heip, C. y Van der Veer, H. (2011). Spatial distribution patterns of the peppery furrow shell *Scrobicularia plana* (da Costa, 1778) along the European coast: A review. *J Sea Res* 238-247.

Emissions of Fe(II) due to the undersea volcano of El Hierro and its kinetic of oxidation

Carolina Santana-González¹, J. Magdalena Santana-Casiano¹, Melchor González-Dávila¹ and Eugenio Fraile-Nuez²

¹Instituto de Oceanografía y Cambio Global. IOCAG. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

²Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias, Santa Cruz de Tenerife, 381 80, Spain.

ABSTRACT

The eruptive process and the subsequent hydrothermal stage which took place in the undersea volcano at the southeast of the El Hierro Island, have increased the concentration of TDFe(II) (Total dissolvable iron(II), unfiltered) in the waters nearest to the main cone. Three cruises were carried out in October 2013, March 2014 and May 2015 in order to detect any variation in concentrations of TDFe(II) due to hydrothermal emissions, two years after the eruptive process. Flow injection chemiluminescence using luminol as the reagent was used to determine the concentrations of TDFe(II). The results confirm positive anomalies in TDFe(II) which coincide with negative anomalies in pH_T in a secondary cone during these cruises. Temporal studies in the stations located over the main cone and two secondary cones with positive anomalies in TDFe(II) concentrations and negative anomalies in pH values were carried out during hours to days. These showed an important variability in both pH_T and TDFe(II) concentrations which indicated that the volcanic area was affected by intermittent events of hydrothermal fluid emissions. These anomalies were present in the volcanic cone three years after the eruptive phase had ceased. The increased TDFe(II) concentrations and the low associated pH_T values may be triggering an important fertilization event in the seawater around the volcano at the Island of El Hierro providing optimal conditions for the regeneration of the area.

INTRODUCTION

Hydrothermal vents are an important source of material of different size, texture and chemical composition, such as gases and metals particularly reduced species. The emission of gas and reduced species in hydrothermal vents modifies the carbonate system, decreasing the dissolved oxygen concentrations and reducing pE and pH which favour the presence of Fe(II) and decrease its oxidation rate [1].

It is known that the Fe(II) is thermodynamically unstable and is rapidly oxidized in oxic waters (seconds to minutes) to Fe(III) by O_2 and H_2O_2 [2-4]. The concentration of Fe(II) dissolved in shallow and deep waters, depends on the rate of oxidation of Fe(II) which is a function of O_2 and H_2O_2 concentration, pH, temperature, $[\text{HCO}_3^-]$ concentrations and ionic strength and nutrient concentration [4-10].

In hydrothermal vents, the Fe(II) oxidises in the presence of O_2 and precipitates in various mineral forms, mainly oxy-hydroxide [11] forming massive deposits of iron. Moreover reduced species of Fe and S form a FeS colloidal complex, which remains suspended in the water and is changing as the pH changes [12]. These nanoparticles can stay suspended in the deep sea for years with slow settling rates [13] and will solubilize and release the Fe(II).

The presence of shallow hydrothermal vents in the post-eruptive phase of the submarine volcano close to the coastal area gives us the opportunity to study the emissions of dissolved Fe(II), changes in the pH of the surrounding waters and the correlation with the dissolved Fe(II) concentration. This provides information about both the

kinetics of oxidation of Fe(II) and natural Fe(II) fertilization process taking place in the area.

MATERIAL & METHODS

The study was conducted in the region of the undersea volcano, south of the island of El Hierro (Canary Islands, Spain, at 27°37'07''N – 017°59'28''W).

In order to determine the concentration of Fe(II) in seawater the FeLUME system (Waterville Analytical) was selected. The FIA-chemiluminescence technique uses luminol as the reagent [14]. Dissolved, colloidal and labile phases of Fe(II) are determined and expressed as TDFe(II). The Software executed in the chemiluminescence was provided by Waterville analytical (WA CONTROL V105, PHOTO COUNTER CONTROL). The detection limit obtained was 0.09nM ($\text{LD} = 3 \times \text{STD} [\text{Blank}]$, $n = 4$), with correlation coefficients of $r^2 = 0.999$.

The pH was measured in the whole the water column using an SBE18 pH sensor that provides values expressed in the NBS scale. Additionally, discrete samples were measured on the total scale at a constant temperature of 25°C ($\text{pH}_{T,25}$) by the UV-Vis spectrophotometric technique [15] that used m-cresol purple as an indicator [16].

The kinetic studies were undertaken in a thermo regulated cell connected to a thermostatic bath (PolyScience). For each study the seawater was tempered to the temperature

chosen. When the temperature was equilibrated the pH was measured and also the Tris buffer.

RESULTS & DISCUSSION

Important deviations were observed in the proximities of the volcano during the October 2013, March 2014 and May 2015 cruises. TDFe(II) positive anomalies were followed by negative anomalies in pH_T along the full profiles and for the bottom samples for October 2013, March 2014 and May 2015 cruises.

The temporal study in station 55 during 4 days during the October 2013 cruise, in stations 56 and 61 during 5 days and four and a half hours, respectively, and in station 56 during 2 hours in May 2015, showed an important variability in both pH_T and TDFe(II) concentration. This indicated that the volcanic area was affected by intermittent events [17] of hydrothermal fluids in vents that remain in the volcanic cone three years after the eruptive phase has ceased.

During May 2015 kinetic studies were done with two seawater samples at salinity 35.457 and 36.924. In all the cases the oxidation of iron (II) followed a pseudo-first order behaviour. For each salinity sample the oxidation became faster as the temperature increased. Moreover, the oxidation of iron (II) was faster in surface waters with salinity 36.924 and pH_T over 8 than in deeper seawater (at 341dbar) with salinity 35.457.

Kinetic studies carried out in the volcanic area show Fe(II) oxidation faster than expected in natural seawater. In general, a kinetic behaviour similar to that in high nutrient seawater was observed. González *et al.* [7] have demonstrated the effect of high nutrient seawater increasing the Fe(II) oxidation rate, particularly the silicate.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by the Spanish Government, Ministerio de Economía y Competitividad, through the projects EACFe (CTM2014-52342-P), VULCANO (CTM2012-36317) and VULCANA (IEO).

REFERENCES

- 1 - Santana-Casiano, J.M., *et al.*, *The natural ocean acidification and fertilization event caused by the submarine eruption of El Hierro*. Scientific Reports, 2013. 3: p. 1-8.
- 2 - Kustka, A.B., *et al.*, *Extracellular production of superoxide by marine diatoms: Contrasting effects on iron redox chemistry and bioavailability*. Limnology and Oceanography, 2005. 50(4): p. 1172-1180.
- 3 - Millero, F.J. and M. Izaguirre, *Effect of ionic strength and ionic interactions on the oxidation of Fe (II)*. Journal of Solution Chemistry, 1989. 18(6): p. 585-599.
- 4 - Santana-Casiano, J.M., M. González-Dávila, and F.J. Millero, *The oxidation of Fe (II) in NaCl-HCO₃⁻ and seawater solutions in the presence of phthalate and salicylate ions: a kinetic model*. Marine chemistry, 2004. 85(1): p. 27-40.
- 5 - González-Dávila, M., J.M. Santana-Casiano, and F.J. Millero, *Oxidation of iron (II) nanomolar with H₂O₂ in seawater*. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2005. 69(1): p. 83-93.
- 6 - González-Dávila, M., J.M. Santana-Casiano, and F.J. Millero, *Competition between O₂ and H₂O₂ in the oxidation of Fe (II) in natural waters*. Journal of solution chemistry, 2006. 35(1): p. 95-111.
- 7 - González, A.G., *et al.*, *Oxidation of Fe (II) in natural waters at high nutrient concentrations*. Environmental science & technology, 2010. 44(21): p. 8095-8101.
- 8 - King, D. and R. Farlow, *Role of carbonate speciation on the oxidation of Fe (II) by H₂O₂*. Marine Chemistry, 2000. 70(1): p. 201-209.
- 9 - Miller, W.L., *et al.*, *Photochemical redox cycling of iron in coastal seawater*. Marine Chemistry, 1995. 50(1): p. 63-77.
- 10 - Shi, D., *et al.*, *Effect of ocean acidification on iron availability to marine phytoplankton*. Science, 2010. 327(5966): p. 676-679.
- 11 - de Baar, H.J.W. and J.T.M. de Jong, *Distributions, sources and sinks of iron in seawater, in The biogeochemistry of iron in sea water*, D.R. Turner and K.A. Hunter, Editors. 2001, John Wiley & Sons Ltd. p. 123.
- 12 - Luther, G.W., *et al.*, *Chemical speciation drives hydrothermal vent ecology*. Nature, 2001. 410(6830): p. 813-816.
- 13 - Yücel, M., *et al.*, *Hydrothermal vents as a kinetically stable source of iron-sulphide-bearing nanoparticles to the ocean*. Nature Geosci, 2011. 4(6): p. 367-371.
- 14 - King, D.W., H.A. Lounsbury, and F.J. Millero, *Rates and mechanism of Fe (II) oxidation at nanomolar total iron concentrations*. Environmental science & technology, 1995. 29(3): p. 818-824.
- 15 - Clayton, T.D. and R.H. Byrne, *Spectrophotometric seawater pH measurements: total hydrogen ion concentration scale calibration of m-cresol purple and at-sea results*. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 1993. 40(10): p. 2115-2129.
- 16 - González-Dávila, M., *et al.*, *Seasonal and interannual variability of sea-surface carbon dioxide species at the European Station for Time Series in the Ocean at the Canary Islands (ESTOC) between 1996 and 2000*. Global Biogeochemical Cycles, 2003. 17(3): p. 1-5.
- 17 - Fraile-Nuez E., Santana-Casiano J. M. and González-Dávila M., 2016. *Cyclic thermal behavior associated to the degassing process at El Hierro submarine volcano, Canary Islands* (In preparation).

Two decades of trace metals monitoring in the Spanish Mediterranean Sea with wild mussels: geographical features and temporal trends

Juan Santos-Echeandía, Juan A. Campillo, Víctor M. León, Carlos Guitart & José Benedicto

Instituto Español de Oceanografía (IEO), Centro Oceanográfico de Murcia. C/Varadero 1. 30740. San Pedro del Pinatar. Murcia. Spain

ABSTRACT

Since 1991, the Instituto Español de Oceanografía has monitored the concentrations of trace metals in wild mussels from the Mediterranean coast of Spain to define geographical distributions and temporal trends. While Cu concentrations presented fairly uniform geographical distributions, Zn concentrations were higher in the southern coast, probably influenced by the inflow of Atlantic Sea waters from the Gulf of Cadiz that are enriched in this element due to the outflows of Guadiana, Tinto and Odiel rivers. Opposite, As concentrations are higher in the northern sites, associated with the geology of the surrounding area of the Pyrenees where an important minery activity exists. Regarding Cd, Pb and Hg, levels are quite homogeneous along the coast with some hotspots as Portman Bay in the case of Cd and Pb or the area around Barcelona when talking about Pb and Hg. An improvement in environmental conditions along the Mediterranean coasts of Spain is evident having a look at trace metal temporal trends, despite that some metal levels resulted above the Background Assessment Concentrations given by OSPAR to assess potentially harmful occurrences.

INTRODUCTION

In 1991, the Instituto Español de Oceanografía started a “Wild Mussel” Marine Pollution Monitoring Program using mussels from the Mediterranean coastal area. This Program evolved as a response to the Program for the Assessment and Control of Pollution (MEDPOL, Barcelona Convention), in the Mediterranean region. Based on the “Mussel Watch” concept, the Program has the main purpose of monitoring selected chemical pollutants in Spain's coastal zones to identify geographical distributions and temporal changes. This information is also used to evaluate the environmental protection activities enforced in Spain within the European Union Marine Strategy Framework Directive which requires that EU Member States take action to achieve or maintain a Good Environmental Status (GES) in their coastal marine regions by the year 2020.

Following the concept of the “Mussel Watch”, bivalve molluscs, specially the *Mytilus* species, are particularly suited for monitoring purposes and their use has been recommended by international organizations/conventions. Mussels can accumulate metals to concentrations several orders of magnitude higher than levels in the surrounding aquatic media making them excellent tracers to monitor coastal water quality.

Metals occur naturally in the environment; however, anthropogenic sources (e.g., industrial, domestic, and agricultural activities) are responsible for most of the elevated concentrations observed in coastal waters. This study presents an assessment of the geographical distribution and temporal trends of target trace metals after two decades of monitoring wild mussels (*M. galloprovincialis*) from the Mediterranean Spanish coast.

MATERIAL & METHODS

Wild mussel (*M. galloprovincialis*) samples were collected in 21 locations along the Mediterranean littoral of the Spanish Coast from Cadaques to the Strait of Gibraltar. These sites were selected taking into consideration bivalve availability, accessibility to the sites, and representativeness of surrounding areas, but outside the zone of initial dilution of contaminants. Reference sites and hot spot areas are included among these stations. All locations were sampled on a yearly basis. At each station, 3 pools of 80 mussels with lengths between 3 and 4 cm were sampled. Mussel collection was performed manually, at low tide, during the same time of the year (May to June) to minimize variations caused by differences in the mussels' physiology and minimize the effect of seasonal environmental changes [1,2]. Following collection, mussels were placed in water from the same location to eliminate pseudofeces. After 24 h, the soft tissues were separated from the shells, triturated with an Ultraturrax and an aliquot of the homogenized sample was withdrawn to determine its dry weight. The remaining tissue was freeze-dried, homogenized with a mixer mill, and stored in acid washed glass vials until analysis.

Analytical procedures were kept similar during the two decades study. Tissue samples were processed with nitric acid in Teflon digestion bombs placed in conventional or microwave ovens. Briefly, 0.3-1 g of freeze-dried mussel sample was placed in a Teflon reactor and, after the addition of 1 ml of Milli-Q water and 6 ml of concentrated Merck Suprapur nitric acid, the reactor was heated with an appropriate temperature ramp. Target metals, with the exception of Hg, were analyzed either by flame AAS (F-AAS, AAnalyst 100) for As, Cu and Zn, while Cd and Pb were determined by graphite furnace with Zeeman

background correction (ZGF-AAS, 4110 ZL, Perkin-Elmer). Total Hg was determined by cold vapor technique, employing a Perkin-Elmer FIMS-400 system (SnCl_2 as reducing agent). Detection limits were 0.003, 0.005, 0.050, 0.50, 0.30, and 0.30 mg/kg dry weight (mg/kg dw) for Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, and As, respectively.

The analytical methods were validated and include rigorous Quality Assurance/Quality Control (QA/QC) samples (i.e., procedural blanks, duplicated samples, and certified reference materials) to ensure that the data produced was accurate and reproducible.

RESULTS & DISCUSSION

Metal median, mean concentrations and ranges are shown in Table 1. With the exception of some high values of As, Cd or Pb, associated to hotspot sites, levels are similar to the ones reported by [3] and similar monitoring studies referred therein.

Table 1. Summary of the concentrations of trace metals (mg/kg dry weight) in wild mussels Calculated considering all sampling sites and years for each trace metal (Std = standard deviation).

Metal	Median	Mean \pm Std	Range
Hg	0.143	0.174 \pm 0.110	0.025-0.739
Cd	0.620	0.699 \pm 0.391	0.209-3.05
Pb	2.49	5.57 \pm 19.6	0.648-271
Cu	6.28	6.34 \pm 1.66	2.32-13.1
Zn	152	189 \pm 101	48.9-584
As	16.9	20.0 \pm 11.6	8.60-86.0

Geographical distribution

After the calculation of the mean concentrations of each metal for each sampling site, different geographical trends can be observed depending on the metal considered. Regarding Hg, values are quite homogeneous among stations, oscillating between 0.10-0.20 mg/kg dw. Higher values were found in the area between Barcelona and Peñíscola with the highest value found in the Delta del Ebro (0.35 mg/kg dw). Copper is the element that shows the most similar concentrations along the entire coast with values ranging 5.0-7.5 mg/kg dw with the exception of Barcelona (10 mg/kg dw). Cadmium concentrations varied between 0.4 and 0.8 mg/kg dw with the exception of three sites: Calahonda (1.1 mg/kg dw), La Herradura (1.1 mg/kg dw) and Portman (2.2 mg/kg dw). The historical mining activities and the remaining tailings in Portman Bay should be the reason of these enhanced levels of Cd in mussels. In this way, the highest Pb values were also found in this area (92.4 mg/kg dw) while the rest of the sites showed Pb levels ranging from 2.0 to 4.0 mg/kg dw with the exception of Barcelona (11.2 mg/kg dw) and Málaga (4.3 mg/kg dw). With respect to As and Zn, these metals showed opposite trends as Zn values increased towards the Strait of Gibraltar (from 100 to 350 mg/kg dw) (Fig. 1) while As levels decreased (from 40 to 15 mg/kg dw). The high As levels found in Cadaqués, Islas Medas and Blanes are associated to the Arseno-pyritic formation of the Pyrenees.

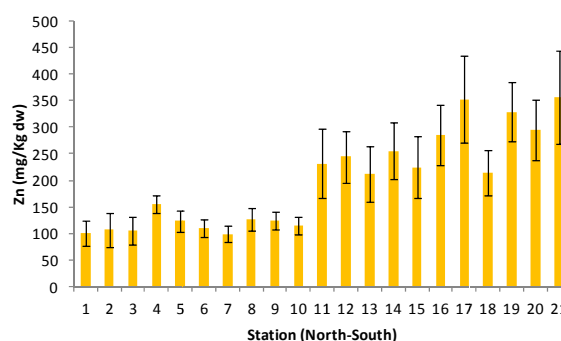


Fig. 1. Average Hg, Cd and Pb concentrations in mussel tissues from the N-NW Spanish coasts collected in 2000, 2005 and 2010. Error bars are the standard deviation (95th confidence interval).

Temporal trends

Generally, metal concentrations in mussels decreased from the nineties to the present days. However, some exceptions were observed. Copper levels showed a net increase in Cadaqués and Valencia, Zn values increased also in Cadaqués and Torrox and As concentrations increased in Málaga and the Strait of Gibraltar. The case of Cadmium is quite surprising as levels increased in all the stations north of Tarragona and south of Almuñecar a decreasing trend was observed in all the stations between Ebro and Calahonda.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was carried out within the MEDPOLIEO Projects (2-ESMARME and 2,2-ESMARME) supported by the Spanish Ministry of the Environment.

REFERENCES

- 1 - Caceres-Martinez J, Figueras A. Long-term survey on wild and cultured mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lmk) reproductive cycles in the Ria de Vigo (NW Spain). *Aquaculture* 1998;162:141–56.
- 2 - Carro N, García I, Ignacio M, Mouteira A. Possible influence of lipid content on levels of organochlorine compounds in mussels from Galicia coast (Northwestern, Spain). Spatial and temporal distribution patterns. *Environ Int* 2004;30:457–66.
- 3 - Besada, V, Sericano, J.L., Schultze, F. An assessment of two decades of trace metals monitoring in wild mussels from the Northwest Atlantic and Cantabrian coastal areas of Spain, 1991–2011. *Environ Int* 2014;71:1-12.

Un script en R para el desarrollo de *Data Mining*: aplicación a series temporales.

Víctor Sanz Fernández¹, Remedios Cabrera Castro², Rubén Muñoz Lechuga², Antonio Sánchez Navas³ & Ivone A. Czerwinski².

¹ Máster Interuniversitario de Oceanografía. Universidad de Cádiz.

² Departamento de Biología. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Universidad de Cádiz.

³ Departamento de Estadística e Investigación Operativa. Facultad de Ciencias. Universidad de Cádiz.

RESUMEN

El *Data Mining* se ha convertido en una técnica importante en la exploración y extracción de datos en numerosos y diversos proyectos de investigación (tecnológicos, informáticos, empresariales, ambientales, económicos etc.). En el contexto del análisis y visualización de grandes cantidades de datos extraídos mediante *Data Mining* con periodicidad temporal (series temporales), softwares libres como R han aparecido en el contexto internacional como una perfecta herramienta eficiente y barata de explotación y visualización de series temporales. Esto ha permitido el desarrollo de modelos, que ayuden a extraer la información más relevante de grandes volúmenes de datos. En este sentido, se ha desarrollado un script con el objetivo de implantar modelos ARIMA, mostrándose estos, como mecanismos útiles y rápidos de extracción, análisis y visualización de grandes volúmenes de datos, además de presentar la gran ventaja de ser aplicados en múltiples ramas del conocimiento desde la economía, demografía, física, matemáticas y pesquerías entre otras. Por tanto, los modelos ARIMA aparecen como una técnica de *Data Mining*, ofreciendo resultados fiables, robustos y de alta calidad, que ayuden a validar y fundamentar la investigación llevada a cabo.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas como consecuencia del progreso tecnológico, el número de datos a tratar se ha incrementado considerablemente, de hecho se estima que el 90 % de todos los datos existentes se han creado en los dos últimos años (2013-2015) [1]. Se prevé que esta cantidad se duplique cada dos años, aumentando 2,5 exabytes por día [1]. Esta ingente cantidad de información es lo que se denomina *Big Data*.

La gran mayoría de estos datos que derivan fundamentalmente de la astronomía, genómica, economía, telefonía, transacciones bancarias y del procesamiento de información web, se adquieren de forma sistemática con una determinada frecuencia constituyendo series temporales [2].

En la actualidad, esta explosión de datos representa un problema, hasta el punto de que no es posible obtener un conocimiento útil de los mismos cuando éstos se incrementan de forma abrumadora. En respuesta a esta dificultad, surge el concepto de *Data Mining*, que hace referencia al proceso de extracción, transformación, validación y carga de los datos, con el fin de obtener patrones válidos, potencialmente útiles y entendibles en los datos.

En el ámbito del análisis y visualización de los datos, el estudio de las series temporales constituye una buena herramienta destinada a la integración analítica y visual de la información. Para ello se emplean técnicas de *Data Mining*, como son los modelos ARIMA [3].

Estos modelos consiguen extraer la información más relevante del conjunto de datos identificando los patrones

de la serie, a distintos niveles de la escala temporal y simplificando una gran cantidad de datos en una simple ecuación univariante, de ahí su utilidad y aplicación en *Data Mining*.

En el presente trabajo, se ha desarrollado un script en el entorno libre de R que permite la implantación de la metodología Box-Jenkins para el desarrollo de modelos ARIMA, con el fin de facilitar al mundo científico su conocimiento acerca de la exploración, explotación y manipulación de grandes datos univariantes que lleven asociados escalas temporales. De esta forma, el investigador es capaz de descomponer la serie temporal y obtener toda la información más relevante de sus características.

MATERIAL Y MÉTODOS

ST.R es un código en lenguaje R desarrollado para el tratamiento de series temporales y la implantación de modelos ARIMA siguiendo la metodología Box-Jenkins (1976). El script se divide en dos bloques. En el primero se realiza una recopilación de comandos para la descripción numérica y gráfica de la serie temporal, y el desarrollo de los modelos ARIMA. En el segundo bloque se desarrollan los comandos de diferentes medidas de precisión que permiten comparar las predicciones de los modelos con los datos reales, con el propósito de poder seleccionar el modelo con el ajuste más óptimo a las observaciones reales [4].

Para su implantación se ha utilizado Rstudio versión 0.98.953, que incluye una consola y un editor de sintaxis para la ejecución del código.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estructura de ST.R:

1. Visualización gráfica: representación gráfica de la serie temporal para visualizar sus componentes (tendencia, ciclo, estacionalidad y componente aleatoria o irregular).
2. Análisis de tendencia: la existencia o no de la tendencia es estudiada a partir de los resultados gráficos. Una tendencia lineal será eliminada con primeras diferencias. Sin embargo para una tendencia no lineal se usan dos diferencias. Para el análisis se aplican de los test de Dickey-Fuller [5] y KPSS [6].
3. Análisis de la homocedasticidad: se realiza desde un punto visual y un punto matemático. Punto visual mediante el estudio del grosor de la serie, si esté permanece constante si grandes irregularidades la serie será homocedástica sino será heterocedástica. Punto matemático con la aplicación del test de homocedasticidad de Breusch-Pagan [7].
4. Identificación del modelo: se determina el tipo de modelo más óptimo a partir del orden del procedimiento autorregresivo y de medias móviles de las constituyentes uniformes y estacionales. Esta elección se realiza a partir las funciones de autocorrelación (FAC) y autocorrelación parcial (FAC parcial).
5. Estimación de los coeficientes del modelo: con el orden del modelo establecido, se procede a la estimación de sus parámetros, al ser un proceso iterativo de cálculo, pueden sugerirse valores iniciales ("pool" de modelos).
6. Contraste de validez del modelo: mediante distintas medidas estadísticas se cuantifica y valora el modelo o modelos inicialmente seleccionados. Las medidas aplicadas son: R^2 (coeficiente de determinación), % SEP (porcentaje de error estándar), E_2 (coeficiente de eficiencia), ARV (varianza relativa media), AIC (criterio de información de Akaike), RMSE (error cuadrático medio) y MSE (error absoluto medio).
7. Análisis detallado de los errores: se realiza a partir de las diferencias comprobadas entre valores observados experimentalmente y estimados por el modelo para su evaluación final. Es necesario comprobar un régimen no sistemático de los mismos y analizar la existencia de errores significativos. Se aplica el test de Ljung-Box [8].
8. Selección del modelo: a partir de los resultados de los pasos anteriores, se decide sobre el modelo a trabajar.
9. Predicción: el modelo más óptimo se empleará como herramienta base de predicción.

Como se ha venido estableciendo anteriormente, en la actualidad las series temporales cada vez son más empleadas en diversos campos del conocimiento: economía, pesquerías, oceanografía, medicina, demografía, cambio climático etc. Por ello, la realización del script constituye una herramienta muy útil y eficiente que permite dar una visión global e integrada sobre el tratamiento de series temporales mediante la aplicación de *Data Mining*, basado en modelos ARIMA. Con la implantación de este script se ha conseguido agrupar toda la información más relevante relacionada con las características de la serie y modelos de predicción a fin de poder optimizar la toma de decisiones en la investigación, en el sentido de obtener resultados más robusto y fiables que fundamenten el estudio.

REFERENCIAS

1. - IBM. 2015. Big data and analytics. [F. consulta: 10/20/2015]. URL: <https://www-01.ibm.com/software/data/bigdata/what-is-big-data.html>.
2. - Einav L, & Levin J, 2014. Economics in the age of big data. *Science*, 346, 715-721.
3. - Box GEP, & Jenkins GM, 1976. Time Series Analysis: Forecasting and Control. *Journal of Time Series Analysis*, doi:10.1111/j.1467-9892.2009.00643.x.
4. - Legates MJ, 1999. Evaluating the use of goodness of fit measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35, 233-241.
5. - Dickey DA, & Fuller WA, 1979. Distribution of the Estimators for Autoregressive Time Series With a Unit Root. *Journal of the American Statistical Association*, 74, 427-431.
6. - Kwiatkowski D, Phillips PCB, Schmidt P, & Shinb Y, 1992. Testing the null hypothesis of stationary against the alternative of a unit root. *Journal of Econometrics*, 54, 159-178.
7. - Breusch TS, & Pagan AR, 1979. A Simple Test for Heteroscedasticity and Random Coefficient Variation. *Econometrica*, 47, 1287-1294. doi:10.2307/1911963.
8. - Ljung, GM, & Box, GEP, 1978. On a measure of lack of fit in time series models. *Biometrika*, 65, 297-303.

Edad y crecimiento de *Notoscopelus resplendens* (Richardson, 1845) en las Islas Canarias (Atlántico centro-Oriental)

Airam N. Sarmiento Lezcano & José J. Castro Hernández

Facultad de Ciencias del Mar, Departamento de Biología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Edf. Ciencias Básicas, Campus de Tafira, Las Palmas de Gran Canaria, 35017 Las Palmas, España.
[sarmientolez@gmail.com][jose.castro@ulpgc.es]

RESUMEN

La edad y el crecimiento de *Notoscopelus resplendens* (Richardson 1845) fueron determinados a través de los otolitos *sagitta*, del análisis de la distribución de frecuencias de talla y por retrocálculo. Los peces, de entre 41 y 95 mm TL, fueron obtenidos de las campañas realizadas por el B/E La Bocaina, entre 1997 y 2002, en aguas de las Islas Canarias. El análisis de los anillos anuales en otolitos permitió establecer ocho grupos de edad, siendo el grupo 1 el más representativo con un 37% de la población muestreada. A partir de las medidas de otolitos y los distintos métodos aplicados, se estimaron los parámetros de crecimiento en longitud de la ecuación de von Bertalanffy para todo el periodo de estudio: (L_{∞}) = 91,18 mm, (k) = 0,699 (Lectura de otolitos), (L_{∞}) = 92,78 mm, (k) = 0,70 (Frecuencia de tallas), (L_{∞}) = 88,87 mm, (k) = 0,756 (Retrocálculo). Las hembras crecen más rápido que los machos y, por tanto, su longitud asintótica es menor. El índice de actividad de crecimiento (θ) muestra que los valores obtenidos del modelo de crecimiento son muy similares, ya que se encuentran cercanos entre sí.

INTRODUCCIÓN

Notoscopelus resplendens es una especie cosmopolita que se distribuye por todo el Atlántico. En el Atlántico oriental, la mayor abundancia se localiza a lo largo de la costa africana, incluyendo las Islas Canarias [1]. Es una de las especies más características de la familia Myctophidae, presentes tanto en aguas mesopelágicas como batipelágica, formando parte de la capa de reflexión profunda (Deep Scattering Layer, DSL) [2]. Esta especie, al igual que el conjunto de la DSL, representa un elemento clave en la estructura trófica del ecosistema pelágico oceánico, entre las que destacan algunas especies de elevado interés comercial, como los túnidos e istiofóridos, así como cetáceos y otros depredadores. El objetivo de este estudio es describir el crecimiento y la edad de *Notoscopelus resplendens*.

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se basa en un total de 659 ejemplares capturados entre 1997 y 2002 por el R/V La Bocaina, en el entorno de las islas Canarias en un rango de profundidad entre 13-1035. Los otolitos *sagitta* fueron extraídos a un total de 102 ejemplares, y leídos para establecer la edad. Las lecturas se realizaron en los otolitos enteros y siempre por su cara externa o cóncava.

La edad se determinó por recuento de los anillos de crecimiento lento (hialinos) y de crecimiento rápido (opaco) y se consideró que cada par de anillos correspondía a un periodo anual. Para todos los casos considerados, se ajustó a los datos de talla-edad la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy [3]. El crecimiento se determinó a través del análisis de frecuencias de tallas, método NORMSEP, incluido en el software FiSAT, y rutina

ELEFAN I, que emplea el análisis de la progresión modal. El crecimiento por retrocálculo se estimó a partir de medidas del radio total del otolito, R_0 , y de los respectivos anillos anuales, R_1, R_2, \dots, R_n (distancias desde el núcleo o centro al borde externo de cada anillo hialino). Se calculó el valor del índice de actividad de crecimiento (θ) [4], así como la edad límite ($A_{0,95}$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A partir del recuento de los anillos de crecimiento en otolitos de *Notoscopelus resplendens* se identificaron cinco grupos de edad (0, 1, 2, 3, 3⁺), debido a que las bandas de crecimiento se apreciaron en dichas estructuras con bastante claridad. Las causas exactas de los ciclos de crecimiento estacional no son bien conocidas, aunque, se sabe que están relacionados con cambios fisiológicos inducidos por la influencia de factores tales como la temperatura, régimen alimenticio y ciclo reproductivo [5]. Por otra parte, los mictófidos, y en concreto *Notoscopelus resplendens*, realizan migraciones para alimentarse, por lo que es posible que estos cambios de profundidad se traduzcan también en la formación de anillos de crecimiento o marcas, no necesariamente periódicas (anillos falsos), en estructuras duras [6].

Los valores de talla media por edad mostraron con claridad que los individuos de esta especie en Canarias experimentan durante su primer año de vida un importante incremento en longitud, alcanzando casi el 65% de su talla máxima, decreciendo este ritmo con la edad. Esto se debe a que la especie tiene un carácter adaptativo, ya que los individuos, por su posición en la cadena trófica, están sometidos a la acción de un gran número de depredadores

y, por tanto, el crecimiento rápido es la estrategia vital que les permite alcanzar la madurez sexual con prontitud [7]. Por otra parte, la curva de von Bertalanffy representa bien el crecimiento de los individuos tras su primer año (Fig. 1), obteniéndose valores muy similares en los parámetros de dicha curva con los tres métodos de estimación utilizados (Tabla 1).

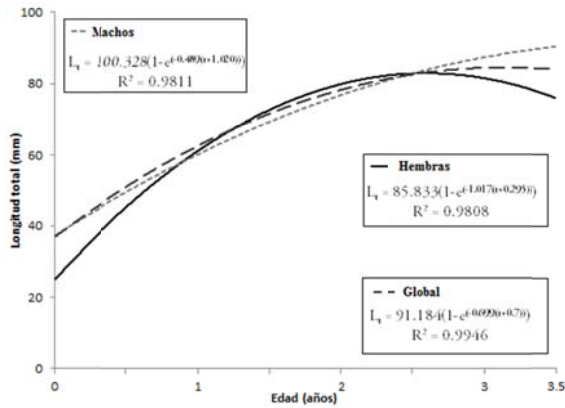


Fig. 1. Curvas de crecimiento de von Bertalanffy global.

Tabla 1. Parámetros de crecimiento calculados por diferentes métodos.

	Parámetros von Bertalanffy				
	L_{∞}	k	t_0	n	θ
Lectura de otolitos	91.184	0.699	-0.7	90	3.764
Análisis de frecuencia de tallas	92.78	0.700	-0.77	90	3.780
Retrocálculo	88.874	0.756	-0.744	90	3.776

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al D. Fernando Bordes Caballero y al Dr. Antonio Barrera-Lujar por permitirnos el acceso a las muestras utilizadas en este trabajo.

REFERENCIAS

- 1 - Nafpaktitis, B. G. 1975. Review of the lanternfish genus *Notoscopelus* (family Myctophidae) in the North Atlantic and the Mediterranean. *Bull. Mar. Sci.* 25 (11): 75-87.
- 2 - Collins, M.A., Stowasser, G., Fielding, S., Shreeve, R., Xavier, J.C., Venables, H.J., Enderlein, P., Cherel, Y., Van de Putte, A., 2012. Latitudinal and bathymetric patterns in the distribution and abundance of mesopelagic fish in the Scotia Sea. *Deep Sea Res. Part 2* 59, 189–198.
- 3 - Beverton, R.J.H. & Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Invest., Lond., Ser. II*, 19. 533 pp.
- 4 - Pauly, D. & Munro, J.L. 1984. One more on growth comparison in fish and invertebrate. *Fishbyte* 2, 21-23.
- 5 - Morales-Nin, B. 1987. Métodos de determinación de la edad de los osteícteos en base a estructuras de crecimiento. *Inf. Téc. Inst. Inv. Pesq.* No. 143. 30 pp.
- 6 - Lai, H-L., V.F. Gallucci, D.R. Gunderson & R.F. Donnelly. 1996. Age determination in fisheries: Methods and applications to stocks assessment. In: Gallucci, V.F., S.B. Saila, D.J. Gustafson & B.J. Rothschild (Eds). *Stock Assessment: Quantitative methods and applications for small-scale fisheries*, 82-178 pp. CRC Press.
- 7 - Mendoza, J. 1996. Interacciones tróficas, dinámica poblacional y socio-económica de la explotación de la sardina (*Sardinella aurita*) en el oriente de Venezuela. Trabajo de Ascenso. Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 126 p.

Contribución sobre la ecología reproductiva de *Notoscopelus resplendens* (Richardson, 1845) (Myctophidae) en las Islas Canarias (Atlántico Centro-oriental)

Airam N. Sarmiento Lezcano, Raúl Triay-Portella & José J. Castro Hernández

Facultad de Ciencias del Mar, Departamento de Biología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Edf. Ciencias Básicas, Campus de Tafira, Las Palmas de Gran Canaria, 35017 Las Palmas, España.
[sarmientolez@gmail.com][emap.raul@gmail.com][jose.castro@ulpgc.es]

RESUMEN

Se estudiaron un total de 659 ejemplares de *Notoscopelus resplendens* (Richardson, 1845) capturados por el R/V La Bocaina entre 1999 y 2002, en las islas Canarias. La longitud total (TL) osciló entre 20.95 y 95.29 mm, mientras que el peso total (W) varió entre 0,05 y 5,66 g para el conjunto de los ejemplares (291 machos y 307 hembras). La relación talla-peso descrita para el total de los ejemplares es $W=1.08 E-05 TL^{2.869}$ ($R^2=0.97$), mientras que para los machos es $W=6.44 E-06 TL^{2.996}$ ($R^2=0.97$), y para las hembras $W=1.97 E-05 TL^{2.725}$ ($R^2=0.96$). Por otra parte, no se observaron diferencias significativas en la proporción de sexo (1:1.05).

La talla media de primera madurez se estimó en 68,74 mm LT para machos (n=115) y 73,40 mm LT para las hembras (n=145). La actividad reproductiva ocurrió en invierno, mientras que en primavera y otoño la mayoría se encuentran en proceso de maduración. Se valida la escala macroscópica de maduración a través del estudio histológico del desarrollo ovárico de la especie. Finalmente, la fecundidad total (TF) de las hembras (n=142) fue $TF=0,1196 TL^{2.2779}$ ($R^2=0,74$), mientras que la fecundidad por pulsos (BF) fue $BF=6E-07 LT^{4,8478}$ ($R^2=0,72$) (n=84).

INTRODUCCIÓN

Los peces mesopelágicos son las especies de peces dominantes en el océano y los vertebrados con la mayor biomasa del planeta [1]. Hasta ahora se estimaba que la biomasa total de estas especies era de 1.000 millones de toneladas [2]. Sin embargo, estos valores podrían estar subestimados en un orden de magnitud, así como su contribución en forma de respiración en la producción primaria en aguas profundas estaría alrededor del 10%, de modo que el rol de estas especies en los ecosistemas oceánicos y su contribución a los ciclos biogeoquímicos oceánicos es de vital importancia [3]. Juegan un papel importante en la transferencia de energía en ecosistemas pelágicos. A pesar de la intensa predación a la que están sometidos, los mictófididos son altamente abundantes [4] y es importante entender los factores que impulsan la productividad de sus poblaciones, especialmente en papel que juegan la biología reproductiva [5]. En este contexto, *Notoscopelus resplendens* es una especie cosmopolita que forma parte de la comunidad de organismos que componen la DSL, que realizan migraciones haciendo variar la profundidad a la que se localiza la DSL.

El objetivo de este trabajo es aportar información sobre la biología reproductiva de la especie en las aguas de las Islas Canarias, que pueda servir de base tanto para una futura gestión pesquera de este potencial recurso, como para entender el papel que esta especie juega en la comunidad biológica que compone la DSL en el Atlántico Centro-oriental.

MATERIAL Y MÉTODOS

Un total de 659 ejemplares de *Notoscopelus resplendens*, capturados durante 4 campañas oceanográficas a bordo del R/V La Bocaina entre 1999 y 2002 en un rango de profundidad comprendido entre los 14 – 1035, fueron medidos y pesados. Se calculó la relación talla/peso descrita por la función potencial de [6], así como el factor de condición relativo (Kn) para conocer los cambios fisiológicos que sufre el organismo. El sexo fue estimado externamente mediante dimorfismo, mientras que el estado de madurez se obtuvo a partir del peso gonadal y análisis histológico. Se construyó la curva de madurez para cada sexo a fin de determinar la talla de primera madurez (L50) y la talla de maduración masiva (L95). Se calculó por otro lado el Índice Gonadosomático (IGS), análisis de las frecuencias de individuos en cada estado de madurez, para realizar un seguimiento de la época de desove. Se estimó la fecundidad total y la fecundidad por pulsos a través del método gravimétrico.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La distribución de frecuencias de tallas de *Notoscopelus resplendens* muestra la presencia de dos grupos de tallas predominantes en todo el periodo. Por otro lado, el valor obtenido del coeficiente de alometría para el conjunto de ejemplares ($b=2,87$) es muy aproximado al dado para *N. elongatus kroeyeri* en el Noroeste del Atlántico [8]. Esta similitud en la forma de crecimiento de ambas especies puede estar debida tanto a características propias del género

Notoscopelus, como condicionada por las características ambientales donde ambas especies se desarrollan (aguas profundas y frías) y el patrón de migración diario a lo largo de la columna de agua.

La proporción de machos y hembras en la muestra obtenida fue similar, pero existen diferencias estacionales en dicha proporcionalidad. Estas diferencias se han observado en varias especies de mictófidios, como en el caso *Benthoosema pterotum* [9]. En machos de *Notoscopelus resplendens* la glándula caudal se desarrolla a los 41 mm, alcanzando la madurez sexual a los 66 mm LT [10]. No obstante, en este estudio, dicha glándula empieza a desarrollarse a los 33,63 mm TL, alcanzando su madurez sexual a los 68,79 mm LT, mientras que en hembras se fijó en 73, 40 mm LT.

Notoscopelus resplendens, en aguas de Canarias, ha mostrado actividad reproductiva durante el invierno. Además, el análisis histológico de las gónadas femeninas muestra que la especie presenta un desarrollo ovárico asincrónico y con sucesivas puestas en forma de pulsos. Por otra parte, los ejemplares capturados presentaron valores relativamente altos de IK entre finales de otoño e invierno, mientras que a inicios de primavera la proporción de individuos con valores inferiores a 1 fue significativamente importante, especialmente entre las tallas grandes. La pérdida de peso posiblemente sea consecuencia de la finalización del periodo reproductivo de la especie, debido a la disminución del tejido reproductor [11]. *N. resplendens* presenta fecundidades parciales parecidas a las descritas en otros mictófidios [12, 13]. Éstas varían entre 578 a 2122 huevos en tallas que oscila entre 74,71 y 90,17 mm LT, un rango de longitudes mucho más amplio que el descrito para otras especies de la misma familia. No obstante, y aunque presenta tallas mayores que otros mictófidios, produce un número de huevos similar, por lo que quizás tenga un mayor costo energético para la reproducción.

AGRADECIMIENTOS

Agradecer a D. Fernando Bordes Caballero y al Dr. Antonio Barrera-Lujan la cesión del material biológico obtenido durante las campañas realizadas en el B/E La Bocaina.

REFERENCIAS

- 1 - Van Noord, J. E. (2013). Diet of five species of the family Myctophidae caught off the Mariana Islands. *Ichthyological Research* 60: 89–92.
- 2 - Lam, V. & Pauly, D. (2005). Mapping the global biomass of mesopelagic fishes. *Sea Around Us Project Newsletter* 30, 4.
- 3,5 - Irigoien, X., Klevjer, T. A., Røstad, A., Martinez, U., Boyra, G., Acuña, J. L., ... & Agusti, S. (2014). Large mesopelagic fishes biomass and trophic efficiency in the open ocean. *Nature communications*, 5.
- 4 - Lisovenko, L. A. and Prut'ko, V. G. (1987). Reproductive biology of *Diaphus suborbitalis* (Myctophidae) in the equatorial part of the Indian Ocean 2. Fecundity and reproductive potential. *Journal of Ichthyology/Voprosy Ikhtiologii* 1: 89–100.
- 6 - Ricker, W.E. (1973). Linear regressions in fishery Research. *J. Fish. Res. Bd Can.* 30: 409-434.
- 7 - Fischer, W., Bauchot, M.L., and Schneider, M. (1987). Fiches FAO d'identification pour les besoins de la pêche. (rev. 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Vol. II. Commission des Communautés Européennes and FAO, Rome.
- 8 - Gjøsæter, J. (1981). Life history and ecology of the myctophid fish *Notoscopelus elongatus kroeyeri* from the northeast atlantic. *FiskDir. Skr. Ser. SavUnders.* 17: 133-152.
- 9 - Dalpadado, P. (1983). Aspects of the biology of *Benthoosema pterotum* (Myctophidae) from the Indian Ocean. M.Sc. thesis, University of Bergen, Bergen.
- 10 - Hulley, P.A. (1986). Myctophidae. In: Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.L., Hurau, J.C., Nielsen, J., and Tortonese, E., (eds.). *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Unesco, Paris, pp. 429-483.
- 11 - Maldonado-Ocampo, J.A., Ortega-Lara, A., Usma, J.S., Galvis, G., Villa-Navarro, F. A., Vásquez, L., Prada-Pederos, S., and Ardila R. (2005). *Peces de los Andes de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C. Colombia, 346 pp.

Dinámica de la capa de dispersión profunda en la zona económica exclusiva del noroeste de México.

Airam N. Sarmiento-Lezcano¹, Héctor Villalobos² & Violeta E. González-Maynez³

¹ Facultad de Ciencias del Mar, Departamento de Biología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Edf. Ciencias Básicas, Campus de Tafira, Las Palmas de Gran Canaria, 35017 Las Palmas, España. [sarmientolez@gmail.com]

² Instituto Politécnico Nacional - Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (IPN-CICIMAR). Avenida Instituto Politécnico Nacional s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, C.P. 23096 La Paz, B.C.S. México. [hvillalo@ipn.mx]

³ Instituto Nacional de la Pesca - Centro Regional de Investigación Pesquera (INAPESCA-CRIP Unidad Guaymas), CP: 85400, Guaymas, Sonora, México [bios.maynez@gmail.com]

RESUMEN

Se prospectó la zona económica exclusiva del noroeste de México entre julio y septiembre de 2014 a bordo del barco de investigación "BIPO INAPESCA", cubriendo un total de 5.588 mn aproximadamente, desde los 50 m hasta profundidades máximas de poco más de 4000 m mediante un muestreo sistemático a través de transectos paralelos entre sí, perpendiculares a la línea de costa. En este trabajo se presenta el análisis de un transecto realizado entre el 19 y 21 de agosto de 2014 aproximadamente a los 28° de latitud Norte. Para la prospección se utilizó una ecosonda Simrad EK 60 equipada con cinco transductores de haz dividido (18, 38, 70, 120 y 200 kHz). Se aplicó un algoritmo de filtrado acústico con las frecuencias de 38 y 120 kHz para separar las fracciones de peces, crustáceos zooplanctónicos y otros organismos. Se realizó la eointegración en unidades de muestreo de 0.5 mn desde superficie hasta los 500 m de profundidad. Se observó el comportamiento de migración vertical de la CDP, que se mantuvo durante el día a profundidades cercanas a los 300 m y durante la noche en las capas someras. De acuerdo con el filtro acústico, la mayor proporción de ecos de la CDP corresponde a peces.

INTRODUCCIÓN

El uso de ecosondas y sonares multifrecuencia en la investigación pesquera ha permitido prospectar grandes extensiones de áreas de pesca en corto tiempo, distinguiendo la presencia o ausencia de especies objetivo y evaluando su biomasa, apoyándose en lances de pesca para relacionar las intensidades de los ecos con las características biológicas de los recursos pesqueros [1]. La acústica pesquera se vale de estas herramientas que utilizan sonidos de alta frecuencia y sus propiedades para estudiar a los organismos presentes en la columna de agua mediante ecogramas que son representaciones visuales de los ecos de los organismos detectados y del fondo marino [2]. Mediante el análisis de los ecogramas es posible estimar índices de abundancia y establecer la distribución de diferentes recursos de las especies marinas como alternativa de los métodos tradicionales [3]. Por otro lado, la información proporcionada por las ecosondas también se ha utilizado para estudiar aspectos del comportamiento y la dinámica de diferentes especies.

La capa de dispersión profunda, detectada a través de instrumentos acústicos, es una capa bioacústica formada por organismos mesopelágicos muy abundantes, como los peces de la familia Myctophidae. No obstante, su gran abundancia, que los hace importantes ecológicamente como alimento para diferentes depredadores, la información relativa estos organismos es aún limitada, debido entre otros factores, a la falta de conocimiento de su distribución y dinámica en la columna de agua. Por lo anterior, en este trabajo se presenta un análisis preliminar de la dinámica de la migración vertical de la CDP en el

Pacífico mexicano mediante el análisis de ecogramas digitales y el uso de filtros acústicos bi-frecuencia.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las operaciones acústicas se realizaron a bordo del barco de investigación BIPO INAPESCA entre julio y septiembre de 2014, cubriendo la zona económica exclusiva del noroeste de México, al oeste de la península de Baja California. Se utilizó una ecosonda Simrad EK60 equipada con 5 transductores de haz dividido (18, 38, 70, 120 y 200 kHz). La prospección se realizó de manera continua durante las 24 horas del día, mediante un muestreo sistemático de transectos paralelos entre sí y perpendiculares a la costa oeste de la península de Baja California Sur. Previo al inicio de la prospección se calibraron las frecuencias de la ecosonda de acuerdo con el protocolo estándar, donde se buscó una zona libre del paso de embarcaciones, protegida del viento y de corrientes fuertes, con el fin de minimizar las interferencias durante las mediciones. Los ecogramas digitales fueron procesados en el software Matlab por medio de rutinas desarrolladas por el *Institut de recherche pour le développement* [4] para el filtrado acústico de ecogramas basados en un algoritmo propuesto para las aguas del Perú [5]. Previa estimación del ruido ambiental del mar para las frecuencias 38 y 120 kHz, se separaron las fracciones correspondientes a peces del zooplancton (eufausiáceos, copépodos, etc.) y de organismos con otras propiedades reflectivas (p. ej. larvas

de peces y gelatinosos). Una vez aplicado el filtro, se realizó la eointegración por capa de profundidad de las fracciones de peces y de zooplankton en unidades de muestreo elementales (ESU) de 0.5 milla náutica (mn). Para observar la dinámica de la CDP se realizaron gráficas de la distribución vertical de la energía acústica (coeficiente de retrodispersión por área náutica, NASC, por sus siglas en inglés, expresado en $m^2 \cdot mn^{-2}$), a lo largo de un transecto representativo de la campaña de prospección.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El algoritmo de filtrado acústico fue útil para revelar la composición de la capa de dispersión profunda, sin embargo, su utilidad disminuyó a profundidades mayores a 200 m, dado que la capacidad de penetración de la frecuencia de 120 kHz se ve limitada con la profundidad. En términos generales, una gran proporción de los ecos detectados en la CDP correspondieron a peces mesopelágicos. El transecto seleccionado se recorrió en aproximadamente 72 horas, y a lo largo de este se observó el comportamiento típico de la CDP, que durante el día se ubicó a profundidades alrededor de los 300 m y antes de la puesta de sol inició su migración vertical hacia la superficie, para volver a descender antes de la salida del sol. También se detectó un grupo de ecos que permaneció todo el tiempo en aguas profundas, aunque se desconoce su identidad porque no fue posible realizar lances a tales profundidades. Dado que se sabe que la concentración de oxígeno disuelto es un factor limitante para la distribución de numerosos organismos marinos, se buscará relacionar los resultados preliminares de la distribución vertical de la CDP con información ambiental obtenida mediante sondas CTD.

AGRADECIMIENTOS

ASL agradece a la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria por conceder una beca de movilidad, así como al banco Santander por la financiación de la misma y al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (IPN-CICIMAR) por acogerme durante la estancia y así darme la oportunidad de conocer este campo de trabajo. HV es becario de la COFAA del Instituto Politécnico Nacional.

REFERENCIAS

- 1 - Simmonds, J. & D. MacLennan. (2005). Fisheries acoustics: theory and practice. Oxford, XVII, 437 p.
- 2 - Moreno-Amich, R. (1990). La ecosondación como método de estudio de la dinámica poblacional de peces. *Scientia Marina*, 16/1:19:28.
- 3 - Starr, R. M. & R. E. Thorne. (1998). Acoustic assessment of squid stocks. In *Squid Recruitment Dynamics. The Genus Illex As a Model, the Commercial Illex Species and Influences on Variability*, edited by P. G. Rodhouse, E. G. Dawe, R. K. O'Dor, FAO Fish. Tech. Pap. 376, 181-198.
- 4 - Roudaut, G., A. Lebourges-Dhaussy, A. Bertrand, A. Lezama, M. Ballon, D. Grados, Z. Quiroz, G. Vargas & H. J. 2011. ECHOPEN: ECHOGram OPEN 1.6. IMARPE, IRD.
- 5 - Ballon, R.M. 2010. Acoustic study of macrozooplankton off Peru: biomass estimation, spatial patterns, impact of physical forcing and effect on forage fish distribution. Tesis de doctorado. Université Montpellier II. 205 pp.

NH₄⁺ uptake kinetics in two seagrasses (*Cymodocea nodosa* and *Zostera noltei*)

Alexandre M. Schönemann, Cristina Fernández González, Pedro López Pulido, Beatriz Villazán, Juan J. Vergara, Fernando G. Brun

Departamento de Biología (Área de Ecología). Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Universidad de Cádiz. Campus de Excelencia Internacional del Mar (CEIMAR), Puerto Real E-11510. Cádiz. Spain. Abril 2016

ABSTRACT

Seagrass ecosystems are one of the most threatened ecosystems worldwide as a result of anthropogenic impacts and mainly, because of eutrophication process. The knowledge of NH₄⁺ uptake mechanisms on seagrasses is a basic tool to manage properly these habitats. Different NH₄⁺ uptake mechanisms (Low Affinity—LATS— or High Affinity—HATS—) may entail different metabolism responses to changes in NH₄⁺ concentrations, and determine the NH₄⁺ toxicity sensitivity in seagrasses. The aim of this study is to determine the NH₄⁺ uptake kinetics and their variation with respect to the external NH₄⁺ concentration in two seagrass species, *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltei*. NH₄⁺ uptake kinetics were estimated in experimental chambers subjected to different NH₄⁺ concentrations for a week. The results showed that *C. nodosa* followed a Michaelis-Menten kinetic which is compatible with a HATS NH₄⁺ uptake saturated at high NH₄⁺ concentrations. In contrast in *Z. noltei*, NH₄⁺ uptake followed a linear kinetics and did not saturate at high concentrations, which indicates the existence of a LATS. Thus, these data showed the existence of different NH₄⁺ uptake mechanisms in these two seagrass species, which makes more vulnerable to *Z. noltei* to NH₄⁺ toxicity processes.

INTRODUCTION

Anthropogenic nutrient loading in coastal areas is one of the major causes of seagrass decline worldwide (1, 2). The main negative effects are indirectly caused by the proliferation of fast-growing species, promoting light attenuation, sediment anoxia and sulphide intrusion risks (2). However, there is a parallel direct toxic effect caused by high NH₄⁺ concentrations (3).

Some previous studies have indicated the existence of a differential sensitivity in the NH₄⁺ toxicity among seagrass species. For instance, *Zostera noltei* and *Z. marina* are known to suffer NH₄⁺ toxicity phenomenon at concentrations as low as 25 μM (3,4,5), while such concentrations had no effects in other species such as *Cymodocea nodosa* or *Posidonia oceanica* (6).

Uptake in seagrasses depends on the external concentration of NH₄⁺ in the medium (7), and use to be passive at high concentrations where low-affinity systems (e.g. aquaporins or LATS) tend to operate (8). However, others authors found that NH₄⁺ uptake in seagrasses followed a saturation kinetic, which is more in agreement with the existence of a high affinity NH₄⁺ uptake mechanisms (e.g. NH₄⁺ transport proteins or Amt proteins —HATS—) (8). The presence of one or other NH₄⁺ uptake mechanism may have a large impact in the sensitivity of the species to NH₄⁺ as demonstrated in land plants. Since aquaporins have a low affinity, but high capacity and no saturation it allow the entrance of large amounts of NH₄⁺ into the cell. Amt proteins bear high affinity and low capacity, with saturation and down-regulation. Therefore, a first mechanism that can determine the species-specific differential response to NH₄⁺ toxicity in seagrasses is the

existence of one or another NH₄⁺ uptake mechanism in each species. Thus, the aims of this study is to determine the NH₄⁺ uptake kinetics in leaves and their variation respect the external NH₄⁺ concentrations in two different seagrass species (*Cymodocea nodosa* and *Zostera noltei*) which coexist in Cadiz Bay, Spain.

MATERIAL & METHODS

Z. noltei and *C. nodosa* specimens were collected from an intertidal muddy bed at Los Toruños, a salt-marsh in Cádiz Bay Natural Park, Spain (36°30' N, 6°10' W).

The nutrient uptake experiment was conducted in a temperature controlled chamber for one week. Plants of both species were subjected to five different concentrations of NH₄⁺ (0, 5, 10, 20, 50 μM) per triplicate. Foliar NH₄⁺ uptake was measured every two days and the method used was a combination of the multiflash and the perturbation techniques (9) in partitioned chambers. Each chamber contained 1.5 L ASW in the upper compartment of transparent methacrylate and 0.5 L in the lower compartment of PVC. To maintain a similar biomass between species, 36 plants of *Z. noltei* and 12 plants of *C. nodosa* were randomly selected and allocated per chamber and positioned across the holes located in the central piece of PVC used to split the chamber. Holes were sealed with agarose gel to avoid any leakage between compartments.

Foliar NH₄⁺ uptake rates (μmol g⁻¹ DW h⁻¹) were estimated from NH₄⁺ concentration changes (μM) in water after 120 min and following Villazán *et al.* (9) equation:

$$V = \frac{(S_0 \times vol_0) - (S_t \times vol_t)}{t \times B}$$

Where S_0 and vol_0 are the nutrient concentration (μM) and the water volume (L) respectively at the beginning of a sampling interval; S_t and vol_t are the nutrient concentration (μM) and the water volume (L); t is the time elapsed between 2 successive sampling events (h); and B is the foliar dry weight (g).

Statistical analyses. Differences between uptakes rates were tested by analysis of variance (ANOVA). The levels of variability were the species ($n = 2$) and the days of kinetics ($n = 4$). Data are shown as mean \pm standard error (SE). Significance level was set at a probability of 5% ($\alpha = 0.05$).

RESULTS & DISCUSSION

The differences in sensitivity between *Z. noltei* and *C. nodosa* may be caused by differences at the uptake process. NH_4^+ uptake in *C. nodosa* seems to be more regulated than in *Z. noltei* plants. The latter showed a clear linear diffusive uptake pattern with no saturation at high NH_4^+ concentrations. Moreover, in *Z. noltei* uptake curves showed the same shape after 1 week of NH_4^+ enrichment. In contrast, a saturated curve was found in *C. nodosa* and a remarkable downregulation in NH_4^+ uptake rates were found after 1 week of acclimating plants to NH_4^+ loading (Fig. 1).

The NH_4^+ uptake differences found between species could be related with the predominance of HATS mechanisms in *C. nodosa* and LATS mechanisms in *Z. noltei* plants.

Since NH_4^+ load is expected to increase in coastal areas in the near future (10) this variety of specific responses to high NH_4^+ loading is an interesting finding. In order to manage properly these important habitats the NH_4^+ concentration in the coastal water should be tuned according to the species inhabiting such areas.

REFERENCES

- 1 - Short FT, Polidoro B, Livingstone SR, Carpenter KE and others (2011) Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biol Conserv* 144: 1961–1971.
- 2 - Burkholder J, Tomasko D, Touchette B (2007) Seagrasses and eutrophication. *J Exp Mar Biol Ecol* 67: 61–77.
- 3 - Brun FG, Hernández I, Vergara JJ, Peralta G, Pérez-Lloréns JL (2002) Assessing the toxicity of NH_4^+ pulses to the survival and growth of *Zostera noltii*. *Mar Ecol Prog Ser* 225: 177–187.
- 4 - Brun FG, Olivé I, Malta E, Vergara JJ, Hernández I, Pérez-Lloréns JL (2008) Increased vulnerability of *Zostera noltii* to stress caused by low light and elevated NH_4^+ levels under phosphate deficiency. *Mar Ecol Prog Ser* 365: 67–75.
- 5 - Villazán B, Salo T, Brun FG, Vergara J, Pedersen MF (2015) High NH_4^+ availability amplifies the adverse effect of low salinity on eelgrass *Zostera marina*. *Mar Ecol Prog Ser* 545: 109–121.
- 6 - Villazán B, Santandreu M, Vergara JJ, Brun FG (in prep) The coexistence of *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltei* decrease the toxic ammonium effect on seagrasses.
- 7 - Touchette BW, Burkholder J (2000) Review of nitrogen and phosphorus metabolism in seagrasses. *J Exp Mar Biol Ecol* 250: 133–167.
- 8 - Ludewig U, Neuhäuser B, Dynowski M (2007) Molecular mechanisms of ammonium transport and accumulation in plants. *FEBS letters* 581(12): 2301–2308.
- 9 - Villazán B, Brun FG, Jiménez-Ramos R, Pérez-Lloréns JL, Vergara JJ (2013) Interaction between NH_4^+ and phosphate uptake rates in the seagrass *Zostera noltii*. *Mar Ecol Prog Ser* 488: 133–143.
- 10 - Glibert PM, Allen JI, Bouwman AF, Brown CW, Flynn KJ, Lewitus AJ, Madden CJ (2010) Modeling of HABs and eutrophication: status, advances, challenges. *J Mar Syst* 3: 262–275

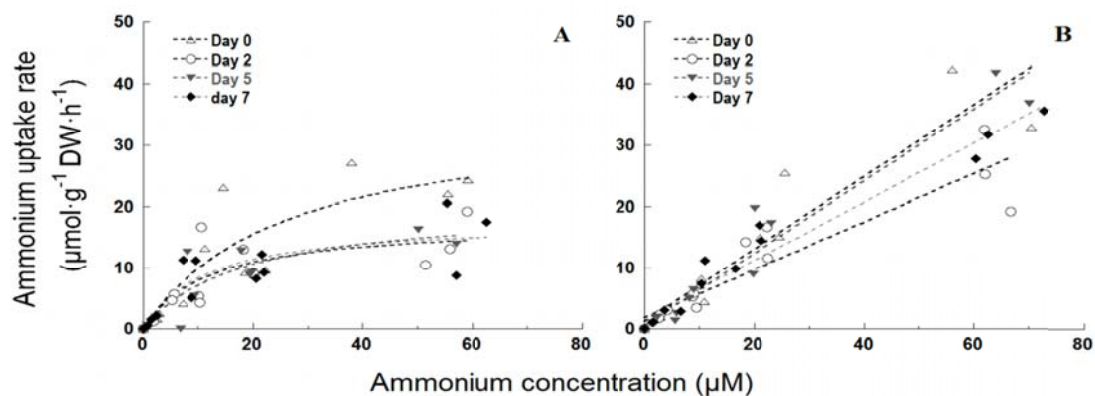


Fig. 1. Foliar NH_4^+ uptake rates ($\mu\text{mol} \cdot \text{g}^{-1} \text{DW} \cdot \text{h}^{-1}$) versus NH_4^+ concentration (μM) assayed for the whole incubation period (120 min) at different days (day 0, 2, 5, 7). A. NH_4^+ uptake rates in *Z. noltei*. B. NH_4^+ uptake rates in *C. nodosa*.

Caracterización bionómica de los fondos fangosos batiales del SE Ibérico (Mediterráneo Occidental)

Iván Sola Maciá¹, Alfonso Ramos Esplà², Antonio Esteban³, Ángel M. Fernández³

¹ Universidad de Alicante.

² Departamento de Ciencias del Mar, Universidad de Alicante.

³ Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Murcia.

RESUMEN

Durante las últimas décadas el estudio de los grandes fondos marinos ha alcanzado un auge inusitado. Desde el punto de vista ecosistémico, han aumentado los trabajos sobre especies demersales, centrados en aspectos como su biología, ecología y hábitat, incrementándose así, el conocimiento de la composición y estructura de la fauna profunda. Las especies en los fondos batiales se diferencian según el tipo de sustrato, entre ellos, el fondo fangoso de especial importancia en recursos de alto interés comercial para la pesca de arrastre, como son los crustáceos *Aristeus antennatus*, *Aristaeomorpha foliacea* y *Nephrops norvegicus*. El objetivo principal del trabajo es la caracterización bionómica del fondo fangoso batial, entre 200-800m de profundidad; evaluar y comparar la biodiversidad de los diferentes fondos; analizar la distribución de especies comerciales. Las campañas de muestreo (MEDITS 2013 y 2014) se realizaron en el Mediterráneo occidental, desde Cabo de Palos hasta Sagunto, estudiando el piso batial entre 200-800m. El análisis cluster discrimina tres grupos en función de la profundidad: i) superior (200-300m); medio (300-450m); y iii) (>450m). Al respecto, se estudió la distribución de la fauna demersal, abundancia y especies objetivo, como *Aristeus Antennatus*, *Nephrops norvegicus* y *Parapenaeus longirostris*. Los resultados establecieron tres rangos de profundidad: 200-300m, 300-450m y 450-750m, correspondiendo respectivamente al piso epibatial, zona de transición de la plataforma continental, con mayor abundancia en capturas; el talud superior, con una elevada riqueza de especies debido al efecto ecotono (plataforma-talud); horizonte medio batial, presentando una menor riqueza y abundancia, destacando la abundancia de *Aristeus antennatus*.

INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas, el estudio de la fauna marina profunda alcanzado un auge inusitado. Aunque las primeras exploraciones biológicas profundas se remontan a mediados del siglo XIX (expedición del 'Challenger'), es a partir del s. XX cuando se desarrollaron ampliamente [1,2].

A pesar de los avances en el conocimiento de la fauna de las grandes profundidades, el estudio de la misma se ha desarrollado sólo en núcleos dispersos y es muy fragmentario, debido a las dificultades metodológicas y altos costes de las campañas oceanográficas que conllevan estos trabajos a grandes profundidades.

Dentro de la biocenosis de los fangos profundos batiales aparecen diferentes facies, según [3, 4]:

- Facies de fangos blandos con *Funiculina quadrangularis* (Pennatulacea) y *Aporrhais serresianus* (Gastropoda), junto con los crustáceos decápodos 'Natantia' *Parapenaeus longirostris* y *Calocaris macandreae*.
- Facies del fango compacto con *Isidella elongata* (Alcyonacea), junto con *Aporrhais serresianus*, las 'gambas rojas' *Aristeus antennatus* y *Aristaeomorpha foliacea*, y el macruro Reptantia *Nephrops norvegicus*.

- Facies del fango arenoso con *Thenea muricata* (Demospongiae).
- Facies de *Pheronema gravi* (Hexactinellida).
- Facies de fango fluido con *Brissopsis lyrifera* (Echinoidea).

El objetivo principal del trabajo es la caracterización bionómica de los fondos fangosos batiales, entre 200-800m de profundidad, basándonos en las capturas por un arte de arrastre. Como objetivos específicos: i) caracterizar la fauna demersal asociada a los fondos fangosos batiales; ii) establecer distintos rangos de profundidad en batial superior y medio, entre los 200 y 800m de profundidad; iii) evaluar y comparar la biodiversidad del fondo batial en dichos rangos de profundidad; y iv) evaluar la abundancia de especies de interés comercial atendiendo a la profundidad.

MATERIAL Y MÉTODOS

La campaña de muestreo se ha realizado en la parte Oeste del Mediterráneo occidental, específicamente el Levante español entre Cabo de Palos y Sagunto (Fig. 1).

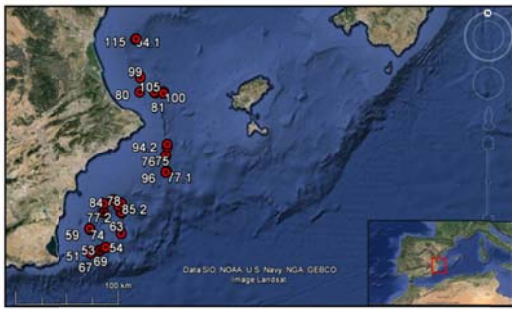


Fig.1. Mapa de localización de los lances (tomado de Google Earth)

Los lances proceden de las campañas MEDITS 2013 y 2014, donde se fijaron puntos de muestreo en el área de estudio entre los rangos de profundidades 200-500m y 501-800m, con el fin de realizar un muestreo estratificado.

Con el fin de establecer afinidades entre lances y grupos de especies se ha utilizado el programa estadístico PRIMER 5.0 [5] en el que se realizaron análisis multivariantes (cluster y MDS).

Para la afinidad entre lances y especies se ha utilizado el índice de similaridad de Bray-Curtis y los datos se han transformado ($\log.x+1$). Posteriormente, se ha realizado un análisis SIMPER para ver las especies que más contribuyen a la disimilaridad entre grupos, y comparando la disimilaridad entre la campaña 2013 y 2014.

Una vez establecidos los grupos de profundidades, se calcularon determinados parámetros de la comunidad (riqueza específica, abundancia, diversidad de Shannon y equitabilidad), por el programa Past 3.x. Finalmente, se realizaron 'plots' de especies de interés comercial para calcular las especies más representativas en cada rango de profundidad, y estudiar la bionomía de las profundidades.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este estudio se han obtenido tres grandes rangos de profundidad en el piso batial del Sureste Ibérico (Mediterráneo occidental).

La parte superior del talud que comprende entre 200-300m de profundidad está caracterizado por la mayor abundancia de las especies *Gadidulus argenteus*, *Capros aper*, *Parapenaeus longirostris*, *Plesionika heterocarpus*, *Scylliorhinus canicula*, *Helicolenus dactylopterus*, *Micromesistius poutassou*, *Illex coindetii*, *Macropipus tuberculatus*; así como la presencia de *Funiculina quadrangularis*. En [4] el piso batial superior se extiende desde la transición del plano circalitoral hasta el límite inferior a 300-400m de profundidad (caracterizado por las especies *Parapenaeus longirostris*, *Funiculina quadrangularis*).

El talud superior se extiende desde 200-500m, y de acuerdo a la fauna ictiofauna característica que domina en el talud superior se pueden comparar gran parte de la dicha fauna como las familias Scylliorhinidae (*S. canicula*), Gadidae (*G. argenteus*, *M. poutassou*, *Phycis blennoides*, *Merluccius merluccius*, *Gaidropsaurus biscayensis*) y Macrouridae (*Coelorhynchus coelorhynchus*, *Trachyrincus scabrus*, *Malacocephalus laevis*).

Entre los crustáceos, destaca la familia Pandalidae (particularmente, *Plesionika heterocarpus*).

El rango batimétrico que comprende desde los 300m a los 450m, se trata del sector del talud con mayor riqueza de especies, posiblemente, debido al efecto ecotono (especies de plataforma continental profunda y del piso batial). Este rango se incluiría en el talud superior, de acuerdo con [4].

El talud medio que se iniciaría a partir de los 450m y se continuaría más allá de los 750m. En comparación con [4], la separación entre el talud superior y medio sucedería alrededor de los 450m, y no desde los 400m hasta 1000m de profundidad.

Los resultados de los parámetros de la comunidad marcan un gradiente de descenso de la abundancia con el aumento de la profundidad. No obstante, el sector 300-450m ha destacado por una mayor riqueza de especies.

Los fondos por debajo de 300 m de profundidad son especialmente importantes desde el punto de vista pesquero. Además de especies de interés comercial también presentes como *P. longirostris*, *P. heterocarpus*, *M. poutassou*, *M. merluccius*, *Mullus* spp. (*M. barbatus* y *M. surmuletus*), *P. edwardsii*, etc. Por debajo de los 300m se pueden pescar además de estas especies con una amplia distribución, como *A. Antennatus*, *A. foliacea*, *P. acanthonotus*, y *Phasiaea* spp. (*P. multidentata*, *P. sivado*).

REFERENCIAS

- 1 - Mills, E.L. (1983). Problems of deep-sea biology: an historical perspective, in: *Deep-sea Biology*. (Rowe, G.T. Ed.). Wiley, New York, 1-79 pp.
- 2 - Gage, J. D. and Tyler, P. A. (1991). *Deep-Sea Biology: a Natural History of Organisms at the Deep-Sea Floor*. Cambridge University Press, Cambridge, 504 pp.
- 3 - Pérès, J.M. et Picard, J. (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. Travaux de la Station Marine d'Endoume, 41(47): 1 - 1 37.
- 4 - Ardizzone, G.D. (2010-2011). *Introduzione alle Biocenosi bentoniche. Insegnamento di ecología marina*. Laurea magistrale in scienze del mare "La Sapienza" Università Di Roma., 131pp.
- 5 - Clarke, K. & Warwick, R. (2001). *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Plymouth, UK, 176pp.

The warmer the ocean surface, the shallower the mixed layer. Is it true?

Raquel Somavilla¹, Cesar González-Pola¹ & Julio Fernandez²

¹ C.O. de Gijón. Instituto Español de Oceanografía.

² Universidad de Oviedo

ABSTRACT

Ocean surface warming is commonly associated with a more stratified ocean, less productive and oxygenated. Such assertion is mainly made based on its consistency with increased near-surface stratification and shallower mixed layers under global warming scenarios [1 and references therein]. However, the analysis of long term hydrographic time-series, ocean reanalysis and Argo floats data at mid-latitudes does not support such simplified relationships [2], and here the generalized surface warming is found concurrent with decreasing stratification and deepening mixed layers depths (MLD) at rates from 8 to 12m/decade. This result relies on the best fit of in-situ density profiles to a predefined “ideal” functional form [3]. Through this approximation, apart from the MLD, different stratification metrics can be obtained. Combining this information with estimated MLDs from buoyancy fluxes [4], MLD variability reveals itself as a subtle interplay between circulation and atmospheric forcing at mid-latitudes.

INTRODUCTION

As greenhouse gases blanket Earth in an insulating haze, the oceans sequester up to 93% of the heat in the Earth's climate system, and as a result, the ocean is warming [5]. However, ocean warming does not occur homogeneous (Fig. 1) and gradually from the surface to the bottom as one might expect from a regular sucking out of atmospheric heat. Certainly, the existence of a marked seasonality in the heat exchange with the atmosphere drives the broadly noticed coupled changes between the increase/decrease in upper water temperature, stratification, and vertical mixing, as well as their control in nutrient supply to the upper layers and primary productivity [4]. However, the atmospheric control on stratification and mixing observed at seasonal time-scales not necessarily dominates at longer time-scales. There are places in the ocean where ocean-atmosphere energy exchanges are more intense and from which temperature and salinity anomalies generated by these exchanges are carried at depth to remote locations where they can play an important role in the variability of temperature and stratification of the water column. Bearing all of this in mind, assuming ocean surface warming unequivocally associated with a more stratified ocean, less mixed, productive and oxygenated [1] as observed for the atmospherically-driven seasonal cycle in the upper layers seems inaccurate. In order to confirm that surface ocean warming is irrevocably linked and not just seasonally to increased stratification and shallower MLDs, we quantify on hydrographic data the stratification and mixing trends observed in the surface layers of the ocean. In contrast to model simulations, concurrent with the observed surface warming at mid-latitudes (Fig. 1), we find that stratification is not unequivocally increasing and MLD shoaling. While surface temperature increases at each of the study areas, stratification both increases and decreases, and MLD deepens. We resume these results and their causes in section 3. Previously, the data sets and methods are summarized.

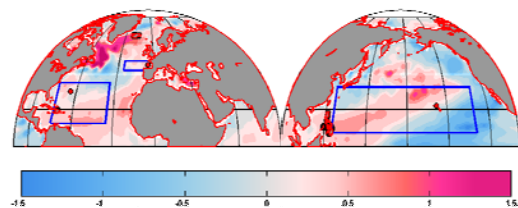


Figure 1. Location of the study areas in the subtropical gyres of the North Atlantic and North Pacific and mid-latitudes of the eastern North Atlantic (ml-ENA) and oceanographic time-series [BATS](#) (32.2 N, 64.5W), [HOTS](#) (22.8°N, 158°W) and [SATS](#) (43.8°N, 3.8°W) at each of these areas, respectively. Temperature differences (ΔT in color, °C) in the upper 200 m between the 2010-2015 and the 1990-1995 periods (i.e average values are estimated for each time range).

MATERIAL & METHODS

Study areas and data sources. The study focuses on the long term changes and trends in stratification and MLDs in the subtropical gyres and mid-latitude regions of the North Atlantic and North Pacific in the areas shown in Fig. 1, in which ocean warming is observed and has been linked to increased stratification and reduced primary productivity [1]. In each of these areas, long term oceanographic time-series are also regularly maintained providing high-quality hydrographic data (Fig. 1). To overcome the problem of oceanographic time-series affected by gaps in coverage both in time and space, we combine them with other data sets that provide greater temporal and spatial coverage ([Argo buoys](#); and ECMWF Ocean Reanalysis 4 (ORAS4) [6]).

Stratification and MLD indexes. Stratification is most usually estimated as the temperature or density ($StrI_D$) difference between the sea surface and 200 m, and the MLD using the so-called threshold methods, which establish the $MLD_{\Delta T}$ at the depth to which for the first time temperature or density exceeds a specific threshold (ΔT)

from the value at the surface. Here, we do not limit to these more widely used methods because of its simplicity. We apply an algorithm that basically obtain the best fit of density profiles to a predefined “ideal” functional form [3]. This adjustment enables to obtain various profile parameters among which are the MLD (MLD_F from here onwards) and measures of stratification (e.g. maximum stratification of each profile and main pycnocline gradient). Additionally, as a measure of stratification we calculate the known as potential energy between the surface and 200 m, and as a measure of MLD that obtained following the method in ref. [6] (MLD_{HT}).

RESULTS & DISCUSSION

Since SST, stratification, and MLD have a clear well defined seasonal signal, we analyze the long term changes and trends fitting each time-series to a periodic signal (annual and semi-annual harmonics) and a linear trend through Fourier decomposition. The seasonal cycles obtained in this way from the different data sources and for the different stratification and MLD indexes show good agreement among them in amplitude and phase with the exception of MLD_{AT} which tends to overestimate the MLD with respect to MLD_F and MLD_{HT} (results not shown). In Fig. 2, we show long term changes and trends in SST, stratification measured as $StrI_D$ and MLD as MLD_F in the subtropical gyres of the North Pacific and Atlantic. As observed for the seasonal cycles, long term changes and trends from different data sources are highly consistent (Fig. 2b and e). SST is observed increasing at each of the study areas at mid-latitudes (Fig. 2a and d). Simultaneously, in contrast to model simulations, stratification both increases (Fig. 2e) and decreases (Fig. 2b), and MLD deepens (Fig. 2c and f). Changes in the buoyancy fluxes, that means in the densification of the ocean surface by winter ocean heat losses and the evaporation-precipitation balance, seems partially responsible. However, the MLDs deepening rates estimated from buoyancy fluxes considering the mixed layer development a non-penetrative process [4] are lower than those observed (Fig. 2c and f). The remaining changes seems to be caused by changes in the subduction rates, and both the difference between mean observed and estimated from buoyancy fluxes MLD (80 m. vs 110 m in the North Pacific (subduction of -30m/year); 185 m. vs 160 m in the North Atlantic (subduction of 25m/year)) and the difference in deepening rates are coherent with the subduction rates and their changes in the study areas calculated as in ref. [8]. These results highlight the sometimes undervalued importance of circulation changes in stratification and mixing and the need for reducing the biases on that respect between models and observations.

REFERENCIAS

1-Gruber, N. 2011. Warming up, turning sour, losing breath: ocean biogeochemistry under global change. *Phil. Trans. R. Soc. A* 369.
 2-Lozier, S. *et al.* 2011. On the relationship between stratification and primary productivity in the North Atlantic. *Geophys. Res. Lett.* 38
 3-González-Pola, C. *et al.* 2007. Vertical structure of the upper ocean from profiles fitted to physically consistent functional forms. *Deep Sea Res Part I*, 54, 1985–2004.
 4-Marshall, J. *et al.* 1999. Open Ocean Convection: Observations, Theory and Models. *Rev. of Geophys.*, 37,1.

5-Balmaseda, M. *et al.* 2013. Distinctive climate signals in reanalysis of global ocean heat content. *Geophys. Res. Lett.* 40.
 6- Holte *et al.* 2009. A New Algorithm for Finding Mixed Layer Depths. *Journal. of Atm. and Ocean Techn.*, 26.
 7- Marshall *et al.* 1993. Inferring the subduction rate and period over the North Atlantic. *Journal of Physical Oceanography*, 23.

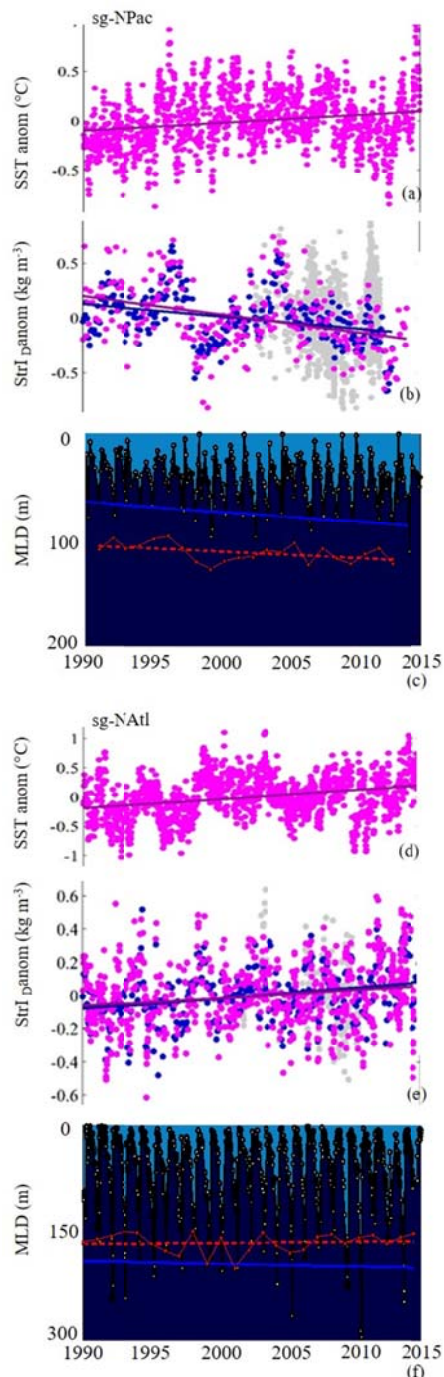


Fig. 2. Anomaly time-series (observed–fitted seasonal cycle) of SST and $StrI_D$, and MLD_F time-series in the subtropical gyres of the North Pacific and Atlantic from satellite data for SST and from ocean reanalysis (ORAS4, blue), Argo buoys (gray) and oceanographic time-series (magenta) of each of the study areas (see Fig. 1) for $StrI_D$ and MLD_F . The lines in a, b, d and e represents the trends of anomaly time-series following the same color code. In c and f, the blue line represents the trend over observed MLD_F (white dots) while the red line represents the trend over estimated MLD from buoyancy forcing (red dots).

Feeding habits of age-0 Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in two areas of the NW Mediterranean Sea (Cambrils and Valencia)

Joan Miquel Sorell¹, José Luis Varela^{1,2}, Nicolas Goñi³, David Macías⁴, Haritz Arrizabalaga³ & Antonio Medina¹

¹Departamento de Biología, Universidad de Cádiz, Campus de Excelencia Internacional del Mar (CEI-MAR), Av. República Saharaui s/n, 11510 Puerto Real, Cádiz, Spain

²Biology Department, Acadia University, 33 Westwood Ave., B4P 2R6 Wolfville, Nova Scotia, Canada

³AZTI-Tecnalia, Herrera Kaia Portualdea z/g, Pasaia 20110, Gipuzkoa, Spain

⁴Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Málaga, Puerto pesquero s/n Fuengirola, Málaga, Spain

ABSTRACT

Feeding habits of age-0 Atlantic bluefin tuna (ABFT), *Thunnus thynnus*, were investigated in two areas of the western Mediterranean Sea (Cambrils and Valencia). The fish were caught during daylight hours from September to October through three consecutive years (2012-2015). Diets were assessed by stomach content analysis (SCA) and stable isotope analysis (SIA) of muscle and liver tissues. Fishes constituted the predominant prey group in Cambrils and Valencia (Alimentary Index, AI= 91.46 and 55.41, respectively) followed by cephalopods (AI= 0.28 and 4.96, respectively) and crustaceans (AI= 0.04 and 0.97, respectively). *Engraulis encrasicolus* and clupeids were the predominant prey. These results suggest that age-0 ABFT feed mainly on fishes, although invertebrates represent a substantial contribution to the diet. The isotopic values were significantly higher in Cambrils than in Valencia. The isotopic niche width estimated from SIA data was similar between tissues and areas, with the exception of the results obtained from liver tissue. Our observations indicate that age-0 ABFT feed actively in both areas and suggest that they use different feeding strategies.

INTRODUCTION

The western Mediterranean Sea is an important breeding area for Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). In waters around the Balearic Islands, tuna larvae appear in June and July [1]. A few months later (September to November), juveniles are found nearshore along the Spanish continental shelf. Previous studies based on SCA reveal that the ABFT diet is composed of a wide range of prey. The dominant prey may vary between zones according to their abundance. In general, juveniles ABFT feed mainly on teleost although invertebrate species represent an important food source [2,3]. This study provides new information about the diet composition of age-0 ABFT and compares the feeding habits in two western Mediterranean areas using SCA and SIA.

MATERIAL & METHODS

Samples. Age-0 ABFT (n=324), ranging between 22.50 and 46.10 cm in fork length (FL) and between 0.187 and 1.563 kg in body mass, were caught by trolling during daylight hours off Cambrils and Valencia. The samplings were carried out during September and October through three consecutive years (2012-2014). Whole stomachs and tissue samples (white muscle and liver) were stored at -20°C until analysis.

Stomach content analysis (SCA). Once defrosted, the stomach contents were blotted dry and prey items were identified to the lowest possible taxon using specific identification keys. To determine the relative importance of the different preys in the ABFT diet three indices were calculated: *i*) percentage of weight (%W), *ii*) frequency of

occurrence (%O), and *iii*) alimentary index (%AI). The population niche width was estimated from the antilogarithm of Shannon-Weaver's index $N_i = \exp(H')$, where H' is $-\sum_{i=1}^n P_i \ln(P_i)$, n is the number of prey categories and P_i is the weight proportion of prey i [4]. The feeding strategy in each zone was assessed using the graphical method of Tokeshi [5].

Stable isotope analysis (SIA). Liver and white muscle samples of ABFT were lyophilized. Aliquots of the homogenized samples (~1 mg) were used for $\delta^{15}\text{N}$ analysis. Prior to $\delta^{13}\text{C}$ analysis, the samples were treated with chloroform:methanol (2:1 v/v) in order to eliminate the lipid effect on $\delta^{13}\text{C}$ measurements [6]. The results were expressed using the standard δ notation as parts per thousand (‰). The width and overlap of the isotopic niche were estimated using the stable isotope values from ABFT with the SIBER package of SIAR [7].

Data analysis. Differences in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values between tissues and locations were analysed by Student's *t*-test or Mann-Whitney *U*-test. A significance level of $\alpha = 0.05$ was chosen for all statistical tests. All statistical analyses were performed in R [8].

RESULTS & DISCUSSION

Of the 324 stomachs analysed, only 21 were empty. At least, 22 prey taxa were identified in the stomach contents, including 6 fish species, 4 cephalopods, 11 crustaceans and 1 siphonophoran. Fishes constituted the predominant prey group in Cambrils and Valencia (AI= 91.46 and 55.41,

respectively) followed by cephalopods (AI= 0.28 and 4.96, respectively) and crustaceans (AI= 0.04 and 0.97, respectively). In terms of %W, %O and AI, *Engraulis encrasicolus* was the predominant prey in both areas. These results are consistent with earlier studies and suggest that age-0 ABFT feed mainly on fishes, invertebrates being an important component of the diet [3,9].

The population feeding diversity (H') showed higher values in Valencia (1.52) than in Cambrils (0.69). The Tokeshi graphical method revealed differences in the feeding strategy (generalist vs. specialist) between locations. Most of the ABFT from Cambrils fed on large amounts of a small number of species, thus showing a specialist feeding behaviour. Conversely, juveniles from Valencia fed on a large number of species, having a generalist feeding behaviour.

$\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ isotopic values were significantly higher in the samples collected from Cambrils than in those from Valencia. In both areas, no significant differences were observed for $\delta^{13}\text{C}$ values between liver and muscle tissues, whereas muscle samples showed higher values of $\delta^{15}\text{N}$. The isotopic niche width estimated by the corrected standard ellipse area (SEAc) showed similar values for muscle and liver tissues of fish collected from Cambrils, whereas lower values were estimated for muscle samples from Valencia. These results are consistent with previous results [3].

Our analysis reveals that age-0 ABFT feed actively in both zones and suggest that they use two different feeding strategies.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was funded by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness (project AGL2014-52003-C2-1-R) the Andalusian Government (project RNM 733) and the Talent Hub Program (Andalusian Knowledge Agency, co-funded by the European Union's Seventh Framework Program, Marie Skłodowska-Curie actions, grant agreement #291780). JMS was supported by FPI grant BES-2012-058472 (Spanish Ministry of Economy and Competitiveness).

REFERENCES

- 1 - Alemany F, Quintanilla L, Velez-Belchi P, Garcia A, Cortés D, Rodríguez JM, de Puellas MLF, González-Pola C & López-Jurado JL, 2010. Characterization of the spawning habitat of Atlantic bluefin tuna and related species in the Balearic Sea (western Mediterranean). *Prog. Oceanogr.*, 86: 21–38.
- 2 - Karakulak FS, Salman A & Oray IK, 2009. Diet composition of bluefin tuna (*Thunnus thynnus* L. 1758) in the Eastern Mediterranean Sea, Turkey. *J. Appl. Ichthyol.*, 25:757–761.
- 3- Medina A, Goñi N, Arrizabalaga H & Varela J, 2015. Feeding patterns of age-0 bluefin tuna in the western Mediterranean inferred from stomach-content and isotope analyses. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 527:193–204.
- 4 - Hill MO, 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54:427-432.
- 5 - Tokeshi M, 1991. Graphical analysis of predator feeding strategy and prey importance. *Freshw. Forum*, 1:179–183.
- 6 - Varela JL, Rodríguez-Marín E & Medina A, 2013. Estimating diets of pre-spawning Atlantic bluefin tuna from stomach content and stable isotope analyses. *J. Sea Res.*, 76: 187–192.
- 7 - Jackson AL, Inger R, Parnell AC & Bearhop S, 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in *R. J. Anim. Ecol.*, 80: 595–602.
- 8 - R Core Team, 2015. R: A language and environment for statistical computing R. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Australia. Doc. Free. Available internet <http://www.r-project.org>. (accessed 29 October 2015)
- 9 - Sanz Brau A, 1990. Sur la nourriture des jeunes thons rouges *Thunnus thynnus* (L. 1758) des côtes du Golfe de Valence. *Rapp. Comm. Int. Expl. Sci. Mer. Médit.*, 32: 274.

Distribución espacial y cambios estacionales del fitoplancton y el bacterioplancton a lo largo del gradiente estuárico en el Golfo de Nicoya (Costa Rica)

Sara Soria-Píriz¹, Virginia Aguilar¹, Emilio García-Robledo^{1,a}, Sokratis Pappaspyrou^{1,b},
Álvaro Morales-Ramírez^{2,3} & Alfonso Corzo¹.

¹Departamento de Biología, Universidad de Cádiz, Polígono Río San Pedro s/n, 11510 Puerto Real, España

²Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología (CIMAR), P.O. Box 2060 San Pedro de Montes de Oca, Costa Rica.

³Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica. P.O. Box 2060 San Pedro de Montes de Oca, Costa Rica

^aMicrobiología, Departamento de Biociencias. Universidad de Aarhus. Ny Munkegade 116, DK-8000, Aarhus, Dinamarca

^bLaboratorio de Microbiología y Genética, Departamento de Biomedicina, Biotecnología y Salud Pública, Facultad de Ciencias, Universidad de Cádiz, 11510 Puerto Real, España.

RESUMEN

El Golfo de Nicoya es un estuario tropical localizado en la costa pacífica de Costa Rica, presentando un marcado gradiente de salinidad desde la desembocadura del río Tempisque, su principal aporte fluvial, hasta el Océano Pacífico. Con el fin de caracterizar la comunidad microbiana pelágica de esta zona, se realizaron dos campañas oceanográficas (una en época lluviosa y otra en la seca), siguiendo un transecto de cinco puntos de muestreo distribuidos desde la desembocadura del río Tempisque hasta la región intermedia-externa. Se caracterizaron las condiciones físico-químicas de la columna de agua y se tomaron muestras de agua en superficie y fondo para ser posteriormente analizadas mediante citometría de flujo. A partir de esto, se caracterizó la abundancia y distribución a lo largo del golfo de 4 grupos fitoplanctónicos (*Synechococcus* spp., *Prochlorococcus* spp., pico-eucariotas y nano-eucariotas), y del bacterioplancton heterótrofo total, identificándose 2 sub-poblaciones, una de alto contenido en ácidos nucleicos (HNA) y otra de bajo contenido (LNA). Las abundancias totales de fitoplancton estuvieron en el orden de 9×10^4 a 1×10^6 cel·mL⁻¹, mientras que el bacterioplancton total mostró un rango entre 3×10^5 y 2×10^6 cel·mL⁻¹; aumentando ambos hacia las estaciones más marinas, especialmente en la época lluviosa. Los gradientes en la turbidez y en los aportes fluviales parecen influenciar en gran medida la actividad, abundancia y distribución espacio-temporal de la comunidad microbiana del Golfo de Nicoya. Los resultados de este estudio representan la primera información disponible sobre la comunidad microbiana del Golfo de Nicoya y su relación con otras variables biogeoquímicas.

INTRODUCCIÓN

Un gran número de procesos biológicos y biogeoquímicos son llevados a cabo mayormente por microorganismos, determinando en gran medida la estructura de los ecosistemas marinos [1]. Por ello, durante los últimos años, la caracterización de las comunidades microbianas, heterótrofas y autótrofas, se ha convertido en una parte esencial para la comprensión del funcionamiento de cualquier ecosistema marino.

Actualmente hay pocos estudios sobre tales comunidades microbianas en aguas costeras eutróficas [2], y especialmente en estuarios tropicales [3]. En estos sistemas, las comunidades microbianas varían en composición, abundancia y actividad según las características geológicas e hidrodinámicas propias de cada estuario [4]. Debido a ello, poder acoplar tales fluctuaciones en los patrones de distribución y diversidad de microorganismos, con los gradientes ambientales que se generan dentro del estuario, es una pieza clave para la comprensión de la dinámica ecológica de estos ecosistemas [5]. El Golfo de Nicoya es uno de los estuarios tropicales más estudiados en América Central, ya que se trata uno de los estuarios con mayor productividad primaria del mundo

[6]. Sin embargo, hasta la fecha, no se han realizado estudios que evalúen directamente la composición microbiana (pico- y nanoplancton autótrofo y heterótrofo) de los ambientes pelágicos de este estuario. Por ello, el objetivo principal de este estudio fue caracterizar por primera vez la comunidad microbiana pelágica del Golfo de Nicoya (Costa Rica), mediante citometría de flujo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizaron dos campañas, una en cada época del año (estaciones lluviosa y seca) en la parte interna del Golfo de Nicoya. Cada campaña consistió en la realización de un transecto de 5 estaciones, desde la desembocadura de su principal afluente, río Tempisque (estación 1), hasta la zona más marina (estación 5). Se realizó una caracterización de cada estación de muestreo en la que se midieron variables físico-químicas de la columna de agua (temperatura, salinidad, turbidez, oxígeno y radiación fotosintéticamente activa) medidas *in situ* por medio de una sonda multiparamétrica (YSI 6600®) y un radiómetro LI-COR 250A. Volúmenes de agua conocidos fueron filtrados,

tanto de superficie como del fondo de cada estación, para la determinación de Clorofila (total y fraccionada) según [7]. Asimismo, muestras de agua sin filtrar fueron tomadas en viales criogenizables de 4 mL, fijados previamente con glutaraldehído al 1%, y se preservaron a -80°C [8]. Para el análisis de estas muestras se empleó un citómetro de flujo Dako CyAn™ ADP (Advanced Digital Processing) de Beckman Coulter.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se identificaron cuatro poblaciones de células fitoplanctónicas distintas, tales como *Synechococcus* spp., *Prochlorococcus* spp., pico- y nanoeucariotas, siendo las dos primeras, descritas por primera vez en el Golfo de Nicoya. Las abundancias estimadas para cada población concuerdan con lo encontrado para otros estuarios de características similares a [3,9,5] siendo *Synechococcus* spp. el grupo más abundante. En ambas campañas se encontró un aumento de abundancias en superficie hacia las estaciones más marinas, siendo más notable en la época lluviosa, donde la estación 5 presentó el valor máximo (1.3×10^6 células mL^{-1}). Esto podría indicar que, los organismos fitoplanctónicos están limitados por luz en las estaciones cercanas al río Tempisque, debido a la turbidez producida por las descargas fluviales y conforme ésta disminuye, sus abundancias incrementan, favorecidos por los aportes fluviales de nutrientes inorgánicos y una mayor penetración de luz hacia la parte externa del golfo.

Dos sub-poblaciones de bacterias heterótrofas fueron identificadas, una con alto (HNA) y otra con bajo (LNA) contenido en ácidos nucleicos. Se registró una proporción baja de HNA: LNA indicando que podría darse una alta tasa de herbivoría selectiva sobre HNA por parte de nanoflagelados heterótrofos, dado que éstos tienden a preda selectivamente sobre las bacterias más grandes y activas de la comunidad [10]. Durante ambas épocas y en todas las estaciones, los valores totales de bacterias heterótrofas fueron elevados, mayormente en superficie y en época lluviosa ($1.14 \times 10^6 - 1.97 \times 10^6$ cel· mL^{-1}).

Se registró un acoplamiento positivo entre el fitoplancton y bacterioplancton de superficie, especialmente en la época seca. Esto podría indicar que las bacterias dependen más del fitoplancton debido a que en esta época, las descargas fluviales disminuyen y por tanto presentan una menor fuente alóctona de carbono orgánico disponible. En la época lluviosa, cuando los aportes fluviales se incrementaron, el acoplamiento fue menos intenso, indicando que las bacterias podrían depender en mayor medida de fuentes alóctonas de materia orgánica procedentes de las descargas del río y menos de la producción autóctona del fitoplancton.

AGRADECIMIENTOS

Los proyectos D/031020/10, A1/037457/11, CTM2009-10736 y CTM2013-43857-R han financiado el presente estudio.

REFERENCIAS

- 1- Karl, D.M. 2007. Microbial oceanography: paradigms, processes and promise. *Nat. Rev. Microbiol.* 5: 759-769.
- 2- Crump, B., C. Hopkinson, M. Sogin & J. Hobbie. 2004. Microbial Biogeography along an Estuarine Salinity Gradient: Combined Influences of Bacterial Growth and Residence Time. *Appl. Environ. Microb.* 70(3): 1494-1505.
- 3- Rochelle-Newall, E.J., V.T. Chu, O. Pringault, D. Amouroux, R. Arti, Y. Bettarel, T. Bouvier, C. Bouvier, P. Got, T.M. Nguyen, X. Mari, P. Navarro, T.N. Duong, T.T. Cao, T.T., Pham, S. Ouillon & J.P. Torréton. 2011. Phytoplankton diversity and productivity in a highly turbid, tropical coastal system (Bach Dang Estuary, Vietnam). *Biogeosciences Discuss.* 8: 487-525.
- 4- Gocke, K. J. E. Mancera-Pineda & A. Vallejo 2003. Heterotrophic microbial activity and organic matter degradation in coastal lagoons of Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 51(1): 85-98.
- 5- Li, Y. & D. Li. 2012. Spatial Distributions of Picoplankton and Viruses in the Changjiang Estuary and Its Adjacent Sea Area during Summer. *J. Mar. Biol.* 2012: 1-11 doi:10.1155/2012/465168.
- 6- Cloern, J.E., S.Q. Foster, and A.E. Kleckner. 2014. Review: phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. *Biogeosciences* 11: 2477–2501.
- 7- Ritchie, R.J. 2008. Universal chlorophyll equations for estimating chlorophylls *a*, *b*, *c*, and *d* and total chlorophylls in natural assemblages of photosynthetic organisms using acetone, methanol, or ethanol solvents. *Photosynthetica* 46(1): 115–126.
- 8- Vaultot, D., C. Courties & F. Partensky. 1989. A Simple Method to Preserve Oceanic Phytoplankton for Flow Cytometric Analyses. In C.M. Yentsch & P.K. Horan (eds.). *Cytometry in Aquatic Sciences*. *Cytometry* 10: 629-635.
- 9- Wang, K., K.E. Wommack & F. Chen. 2011. Abundance and Distribution of *Synechococcus* spp. and Cyanophages in the Chesapeake Bay. *Appl. Environ. Microbiol.* 77(21): 7459-7468.
- 10- Gasol J.M., U.L. Zweifel, F. Peters, J.A. Fuhrman, A. Hagstrom. 1999. Significance of size and nucleic acid content heterogeneity as measured by flow cytometry in natural planktonic bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 65: 4475-4483.

Measuring the plankton CO₂ production throughout the water column by the isocitrate dehydrogenase (IDH) activity.

Mayte Tames-Espinosa, Ico Martínez, Theodore T. Packard & May Gómez

Marine Ecophysiology group (EOMAR), IU-ECOQUA, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria

ABSTRACT

Knowledge about Carbon flux in the ocean is limited by the complexity and expense of its measurement. Calculating it from plankton respiration provides an inexpensive alternative to sediment traps. Recently, the use of O₂-consumption-based respiration has been explored to calculate temporal and spatial variability in carbon flux in upwelling areas. Here, we explore the use of a new enzyme-based proxy for marine CO₂-production method based on the activity of different isocitrate dehydrogenase (IDH) isoenzymes, involved in the Krebs cycle. We evaluated the effects of different buffers, a range of pHs and temperatures, the IDH kinetic constants, the optimal concentrations of the main substrate (isocitric acid), and the cofactors (NAD(P)⁺, Mg²⁺) for different size fractions of the plankton community. As a result, we propose optimal substrates concentrations, pH and temperature in order to ensure the measurement of the maximum capacity of CO₂ production of the marine plankton community.

INTRODUCTION

Isocitrate dehydrogenase (IDH) is a key enzyme in the Krebs cycle, an essential biochemical pathway in carbohydrate catabolic metabolism. There, IDH is responsible for the production of one of the three CO₂ molecules released during this phase of cellular respiration.

Among the living organisms, different IDH isoenzymes play this special role [1]. In eukaryotes, a NAD⁺-dependent IDH (NAD-IDH) at the mitochondrial matrix is involved in producing NADH for the electron transport system (ETS). In prokaryotes, a NADP⁺-dependent IDH (NADP-IDH) at the cytosol seems to be responsible of the same process. In addition to having NAD-IDH to feed the ETS, eukaryotes also have NADP-IDH activity outside their mitochondria in the cytosol. This cytosolic NADP-IDH activity is strong and has been reported for many animal tissues [2]. During this experimental study of a CO₂ production proxy, an assay based on measuring the NADP-IDH maximum Velocity (V_{max}) has been developed.

We have adapted existing IDH methodologies, drawing particularly on research of Berdalet *et al.* (1995) [3] using bacteria, and on research of Munilla-Moran and Stark (1989) [4] using fish liver, to develop an efficient kinetic NADP-IDH assay for the marine plankton community.

MATERIAL & METHODS

Zooplankton was collected from Sardina del Norte (Gáldar, Gran Canaria island) dragging a WP2 net horizontally in the upper euphotic zone (4m in a 12m water column). Samples were fractionated through 2000, 200, and 50µm nets. A fraction for the plankton between 0.7 to 50µm was collected at the surface with a bucket from Alcaravaneras Beach (100 m offshore, Las Palmas de Gran Canaria, Gran Canaria island), and passed through a 50µm net and 0.7µm

glass fiber filter (GFF). All samples were stored in 2mL microcentrifuge tubes at -80°C until analysis.

Kinetic Procedures: Samples were homogenated in 0.1M phosphate buffer. 50-200µm and 200-2000µm samples were sonicated for 45sec at 70% amplitude in a Vibracell VXC-130 Sonics® ultrasonic processor, whereas 0.7-50µm samples were homogenated by a Teflon® pestle PYREX® Potter-Elvehjem tissue grinder for 2 min. Crude homogenates were centrifuged (0-4°C) at 4000rpm during 10 min. NADP-IDH activity was measured kinetically by following the production of NADPH at 340nm, at 18°C for 600 sec in a Cary 100 U-V visible spectrophotometer. In a final volume of 0.5ml of 0.1M phosphate buffer at pH 8.5, different concentrations of MgCl₂ (PANREAC 131396), DL-trisodium-isocitrate (SIGMA I1252) and β-NADP⁺ (SIGMA N0505) were used, depending on the aim of each experiment. A molar extinction coefficient of 5.42 mM⁻¹cm⁻¹ was obtained for NADPH under these conditions.

Kinetic Properties Studies: The affinity between different substrates (NADP⁺, Isocitric acid and MgCl₂) and the NADP-IDH was determined from Michaelis-Menten and Hanes-Woolf plots [5] at pH 8.5 and 18°C, calculating their dissociation constants (*K_m*) and the V_{max} of the enzyme. The substrate under study was used at different concentrations while the other reagents were maintained constant.

Buffer Studies: The response in the enzyme activity was analyzed from ten experiments with different combinations of buffer (0.025M MOPS, 0.1M TRIS and 0.1M phosphate buffer), cationic effectors (Mg²⁺ or Mn²⁺) [4] and the presence of lysozyme in the homogenization buffer [3], at 18°C and pH 8.5, 4mM DL-trisodium-Isocitrate, 0.08mM

NADP⁺ and 2mM MgCl₂ with five different concentrations of purified NADP-IDH (SIGMA I2002).

pH Studies: The effect of pH on NADP-IDH activity was analyzed at 18°C and eleven levels of pH that ranged from pH 5.5 to pH 11 with 0.2mM NADP⁺, 2.1mM DL-trisodium-isocitrate and 2mM MgCl₂.

Temperature Studies: The effect of temperature (T) on NADP-IDH activity was analyzed at pH 8.5 and nine temperatures ranged from 5 to 60°C with 0.2mM NADP⁺, 2.1mM DL-sodium-isocitrate and 2mM MgCl₂.

RESULTS & DISCUSSION

Kinetic properties: The apparent *K_m* values, calculated by Hanes-Woolf plots [5] for the main substrate and cofactor, were 0.246mM for isocitric acid (Fig.1) and 0.024mM for NADP⁺. In the case of MgCl₂, an allosteric relationship led to a *K_m* of 2.632mM. The optimal values to measure the potential activity of NADP-IDH in this community were 2mM for isocitric acid, 0.3mM for NADP⁺ and 10mM for MgCl₂.

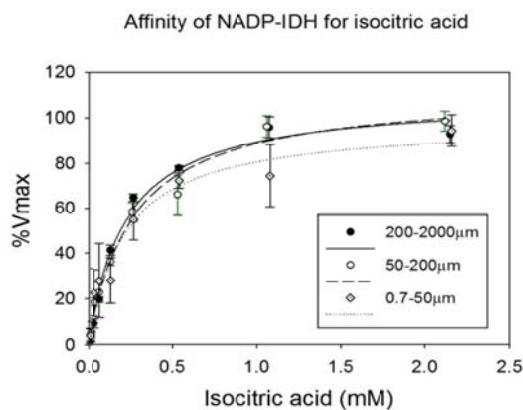


Fig. 1. Michaelis-Menten plot to determine the NADP-IDH kinetic constants for isocitrate. Equivalent experiments were also developed for NADP⁺ and MgCl₂.

T effects: The Arrhenius relationship led to an optimum T at 30°C for the NADP-IDH activity. The energy of activation (*E_a*) in the zooplankton community is 58790.42 J mol⁻¹ and the frequency factor (*A*) 6.14 x10⁹ µmol NADPH h⁻¹ mg protein⁻¹. The *Q₁₀*, measured from 5 to 30°C, is 2.3.

pH effects: The peak distribution of the activity with the pH showed a maximum value at pH 8.2 (Fig.2). A measurement below pH 7.62 and above pH 8.75 will report activities lower than 50% of its *V_{max}*.

Buffer studies: Mg²⁺ and 0.1M phosphate buffer seemed to be the most appropriate combination in yielding high reaction velocities under low pure NADP-IDH solution. No results for Mn²⁺-phosphate buffer were obtained because the chemical reaction between the reagents prevented the correct spectrophotometer readings.

From these experiments, the new IDH assay was developed and successfully applied to different fractions of coastal plankton community, as well as to euphotic-zone sediment traps samples during KOSMOS GC2014 campaign. The application of the IDH assay will improve our knowledge about the metabolic state of plankton communities in oligotrophic, eutrophic, the open ocean and coastal waters.

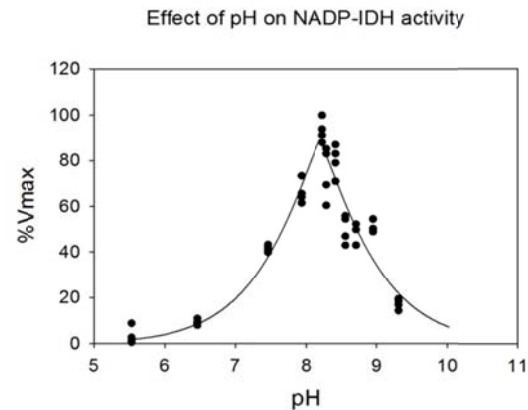


Fig. 2. pH effects on NADP-IDH activity.

Combining these enzyme assays with physiology measurements for CO₂ emission may also improve the spatial and temporal resolution of carbon metabolism studies on oceanographic surveys, as well as the Carbon flux research with data from deep-sea samples.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank D. Ortega, G. Muntaner, R. Pérez, A. Marrero, R.Triay-Portella, M. Grau, D.R. Bondyale, A. Garran, A. Štindlová, E. Bru and V. Romero-Kutzner for their help with the living samples. Thanks also to our collaborators in the BIOACID Project (KOSMOS GC 1.0 and 2.0 experiments). This study was supported by project BIOMBA (CTM2012-2729-MAR). University of Las Palmas de Gran Canaria (PIFULPGC-2013-CIENCIAS-1) supports MTE, and CIE (Canary Islands) Tricontinental Atlantic Campus (CEI10/00018) funded TTP.

REFERENCES

- 1 - S. Gálvez, P. Gadal, 1995. On the function of NADP-dependent isocitrate dehydrogenase isoenzymes in living organisms. *Plant Science* 105:1-14.
- 2 - P. R. Alp, E. A. Newsholme, V. A. Zammit, 1976. Activities of Citrate Synthase and NAD⁺-Linked and NADP⁺-Linked Isocitrate Dehydrogenase in Muscle from Vertebrates and Invertebrates. *Biochemical Journal* 154:689-700.
- 3 - E. Berdalet, T. Packard, B. Lagace, S. Roy, L. St-Amand, J.-P. Gagné, 1995. CO₂ production, O₂ consumption and isocitrate dehydrogenase in the marine bacterium *Vibrio natriegens*. *Aquatic microbial ecology* 9:211-217.
- 4 - R. Munilla-Moran, J. Stark, 1989. Biochemical studies in marine species- I. NADP⁺-dependent isocitrate dehydrogenase from turbot liver (*Scophthalmus maximus* L.). *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Comparative Biochemistry* 93:823-828.
- 5 - C. H. Suelter, 1985 *A Practical guide to enzymology*, California, John Wiley and sons.

El prisma del Younger Dryas al sur de la isla de Tabarca (Alicante, SE España)

José Enrique Tent-Manclús & Jesús M. Soria

Dpto. Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante, Ap. 99, E-03080 Alicante

RESUMEN

Se describe un prisma sedimentario formado durante el periodo frío del Younger Dryas al SE de la isla de Tabarca, costa de Alicante. El prisma se localiza mediante sísmica de alta resolución, realizada con un equipo boomer, ya que se encuentra actualmente recubierto por sedimentos más recientes. Internamente se han reconocido 5 unidades litosísmicas: la I y II se forman en dos pulsos de subida de nivel del mar, y serían equivalentes a la subunidad 1 del prisma del Younger Dryas descrito previamente en la costa de Benidorm (provincia de Alicante); la III es una unidad agradante desarrollada tras una caída importante del nivel del mar y es equivalente a la subunidad 2 del prisma de Benidorm; la unidad IV es un pulso de subida y nivel del mar estable y la unidad V es una subida lenta del nivel del mar, estas dos unidades serían equivalente a la subunidad 3 del prisma de Benidorm. Por último, los materiales que recubren el prisma en el perfil se han incluido en la unidad VI. El periodo en que se forma el cuerpo sedimentario sería el mismo el prisma de la Benidorm, esto es, entre 14.600 y 11.700 años antes de la actualidad.

INTRODUCCIÓN

El Younger Dryas es un periodo frío de 11.700 a 12.700 años BP [1]. Su singularidad radica en que, tras la última glaciación, se volvieron a registrar condiciones climáticas próximas a las glaciares. La transgresión marina tras la última glaciación sufre una parada y retroceso en el ascenso ligada a este periodo. El Younger Dryas divide en dos los periodos de subida rápida del nivel del mar.

Durante el último máximo glacial, hace 18.000 años, el mar se encontraba alrededor de 125±5 m por debajo del actual. Desde ese momento las tasas de variación no se han mantenido constantes [1]. Durante los episodios de clima cálido tienen lugar pulsos de subida rápida del nivel del mar, mientras que en los episodios fríos, como el Younger Dryas o el evento de 8 200 años, la subida se desacelera, se detiene e incluso puede bajar. Estas bajadas durante la última transgresión son muy variables debido a la subsidencia y tectónica local. Además, el registro de antiguos niveles del mar es escaso porque la dinámica sedimentaria no favorece su conservación.

MATERIAL Y MÉTODOS

La información submarina se ha obtenido mediante un equipo de sísmica de reflexión de alta resolución, boomer de Geoaesthetics con adquisición digital. Los datos provienen de campañas de 2 a 4 días entre los años 2009 a 2014.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

-El prisma infralitoral del Younger Dryas

En un trabajo anterior se ha descrito el prisma del Younger Dryas en la zona de Benidorm [2], que se ubica a una profundidad aproximada de 60 m, con una ruptura del frente progradacional, cubierta por sedimentos más recientes, entre 65 y 67 m. Dentro del prisma, se distinguen

tres subunidades litosísmicas, la primera marca una ralentización en la subida del nivel del mar, la segunda una agradación indicativa de una subida lenta del nivel del mar, mientras que la última es interpretada que tras una caída del nivel del mar local, otra subida en ralentización.

En la zona de Tabarca, en lo que se conoce como alto de Santa Pola, se diferencia de la zona de Benidorm porque los sedimentos recientes se depositan sobre un alto fondo del basamento formado por materiales del Complejo Alpujarride y de Mioceno Superior [3].

La Fig. 1 muestra un perfil sísmico de alta resolución realizado al SE de la Isla de Tabarca, Sobre el basamento plegado en forma anticlinal se encuentra un prisma sedimentario donde se han distinguido 5 unidades litosísmicas.

La I indica un nivel del mar subiendo cada vez más lento, producido durante un periodo frío que reducía la tasa de subida del nivel del mar tras la última glaciación. Este nivel comenzaría a formarse a 73 m por debajo del nivel actual. Llegaría a la profundidad de 70 m y luego estaría estable. Internamente los reflectores presentan onlap.

Tras un periodo de estabilidad habría una ligera bajada del nivel que produce un reflector más marcado (probablemente más cementado), que separa la unidad I de la II. La unidad II se forma con el nivel subiendo muy lentamente desde debajo de 66 m hasta 61 m de profundidad respecto al nivel actual. Internamente parece que los reflectores son en onlap. El esta unidad hacia mar está fuertemente erosionada. Se interpreta como otra subida tras un periodo frío.

La unidad III se genera tras una bajada importante del nivel del mar, indicativa de otro periodo frío. El nivel bajaría de 61 m a 72 m. Luego agradecería porque internamente los

reflectores son agradantes y en onlap, hasta alcanzar la cota de 70 m.

La unidad IV se produce tras una subida rápida y corta del nivel del mar hasta 64 m por debajo del nivel actual. El nivel se mantiene estable y la unidad prograda hacia mar.

Finalmente, el nivel sube, primero poco a poco hasta 60 m, unidad litosísmica V, y luego rápidamente. Esta primera subida lenta primera sería resultado del fin del Younger Dryas (11 700 años BP), se encuentra a 65 m por debajo del nivel actual. La unidad más alta, la VI, incluye todo los sedimentos encima de la unidad V.

-Correlación con el prisma de benidorm

El prisma del Younger Dryas de la zona de Benidorm [2] se puede correlacionar con el del Tabarca de la siguiente forma:

La subunidad 1 con cliniformas de downlap sería equivalente a las unidades I y II de la zona de Tabarca.

La subunidad 2 de reflectores subparalelos interpretado como láminas de agradación vertical sería equivalente a la unidad III de Tabarca.

La subunidad 3 con cliniformas similares a la subunidad 1 de Benidorm pero más transparentes sería equivalente a la unidades IV y V. Cuyo techo es el fin del Younger Dryas.

El aumento de las unidades litosísmicas distinguibles se debe a un mayor desarrollo de éstas lo que podría explicarse con un aumento de la alimentación en le margen costero. El causante de este mayor aporte de sedimentos de la zona del sur de Tabarca respecto a la zona de Benidorm es el río Segura.

Esta mejor resolución de la estratigrafía del prisma permite afinar en la edad del final del prisma. En la interpretación previa del prisma de Benidorm, la subunidad 3 se interpreta como el final del YD. Sin embargo, aquí esa unidad sería la V, y antes existe un periodo de subida lenta del nivel del mar que da lugar a la unidad IV.

-Conclusiones

El prisma sedimentario es similar al descrito en la zona de Benidorm [2] pero con un mayor desarrollo debido a una mayor tasa de sedimentación. Su edad sería la misma, comenzaría a formarse hace 14.600 años, con el mar a 73 m por debajo del nivel actual, y término de formarse sobre 11.700 años antes de la actualidad, con el mar a 60 m por debajo del nivel actual.

REFERENCIAS

- 1 - Stanford JD, Hemingway R, Rohling EJ, Challenor PG, Medina-Elizalde M & Lester AJ, 2011. Sea-level probability for the last deglaciation: a statistical analysis of far-field records. *Global and Planetary Change*, 79:193-203.
- 2 - Vara A de la, Tent-Manclús JE, Estévez A, Soria JM & Rey J, 2011. El prisma sedimentario submarino ligado al Younger Dryas en la plataforma continental de Benidorm (Alicante, SE de España). *Geogaceta*, 50/2:137-140.
- 3 - Estévez A, Renard P & Yébenes A, 2004. Cabo de Santa Pola e isla de Tabarca. En: *Geología de Alicante* (P. Alfaro P, Andreu JM, Estévez E & Tent-Manclús JE eds). 161-177.

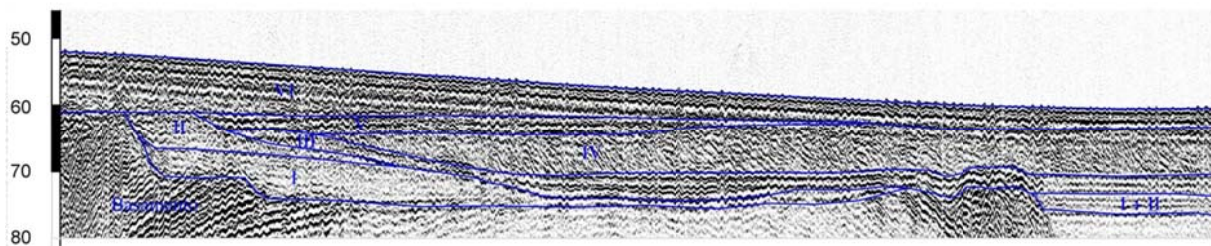


Fig. 1. Perfil sísmico de alta resolución de la zona al SE de Tabarca donde se interpretan las diferentes unidades litosísmicas que comprenden el prisma del Younger Dryas, descritas en el texto. La escala de la izquierda son metros por debajo del nivel del mar actual. La longitud del perfil sísmico mostrado es de 1700 m.

Las terrazas submarinas de la isla de Tabarca (Alicante, SE España).

José Enrique Tent-Manclús, Jesús M. Soria, José Francisco Baeza-Carratalá
& Juan Luis Soler Llorens

Dpto. Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante, Ap. 99, E-03080 Alicante

RESUMEN

La isla de Tabarca (Alicante, SE España) se caracteriza por su planicie y su litoral conformado por pequeños acantilados. Es un promontorio emergido del alto de Santa Pola formado por rocas del Complejo Alpujarride y sedimentos del Mioceno Superior. La superficie actual de la isla se interpreta como un terraza marina formada durante el evento isotópico marino 5e al presentar restos de fauna marina que indican una edad tirreniense. En la actualidad se está formando una superficie erosiva que, comenzando en la costa actual, llega hasta la profundidad de 7 m. Entre 7 y 19 m de profundidad se desarrolla un escarpe erosivo y a su pie una superficie erosiva entre 15 y 25 m de profundidad, interpretada como una terraza submarina formada durante y tras el evento frío de 8,2 ka. Por último, entre 60 y 70 m de profundidad se sitúa otro escarpe erosivo y una superficie de abrasión a su pie a 70 m de profundidad que se interpreta como otra terraza submarina formada durante el periodo frío del Younger Dryas. Esta última terraza se encuentra mayoritariamente recubierta por sedimentos más recientes pero, en algunas zonas de alto de Santa Pola, sigue conservándose el escarpe submarino.

INTRODUCCIÓN

La isla de Tabarca (Nueva Tabarca, o Isla Plana), separa las bahías de Alicante, al Norte, y Santa Pola al Sur (Fig. 1). La isla se sitúa en la prolongación hacia el E del Cabo de Santa Pola y pertenece al municipio de Alicante. Presenta una costa donde predominan los pequeños acantilados (de 2 a 3 m), excepto en la zona del istmo central, donde se sitúan una playa arenosa al sur y, al norte, el puerto nuevo hecho por el hombre. Su principal característica es su planicie (de ahí uno de sus topónimos) que le confiere una superficie erosiva. Dicha superficie se reconoce a ambos lados del istmo central, encontrándose las zonas más elevadas de dicha superficie en la zona central de la isla a unos 11 m sobre el nivel del mar (m s.n.m. base del faro). Sin embargo, en el extremo W, la zona más elevada se encuentra en la zona de la cantera, llegando a los 16 m s.n.m.

La zona comprendida entre Tabarca y el Cabo Santa Pola, conocido como el Freu de Tabarca, tiene una profundidad máxima de 11 m. Al E de la isla se prolonga una cresta rocosa llamada el Bajo de la Nao, que se extiende hasta 3 km.

Geológicamente, la isla está formada por un basamento de dolomías y margas con intrusiones de ofitas asignadas al Complejo Alpujarride [1]. En discordancia angular erosiva sobre el basamento se disponen calcarenitas y calcirruditas bioclásticas ricas en fósiles y atribuidas al Tortoniense [1] a las que se le superpone una unidad de conglomerados marinos con *Strombus bubonius* que indicaría una edad tirreniense [1]. Además, cabe destacar la existencia de grietas distensivas y diques neptúnicos, rellenos de material tirreniense [1].

La zona marina que rodea a la isla se caracteriza por la presencia de afloramientos rocosos. Estos fondos duros son el resultado de la actuación de procesos erosivos, principalmente costeros, sobre el alto de Santa Pola. El objetivo de este trabajo es la descripción de las terrazas submarinas situadas en la zona costera de la isla de Tabarca.

MATERIAL Y MÉTODOS

La información submarina se ha obtenido mediante un equipo de sismica de reflexión de alta resolución, boomer de Geoacustics con adquisición digital. Los datos provienen de campañas de 2 a 4 días entre los años 2009 a 2014.

Los datos batimétricos se han obtenido a partir de la batimetría del Ministerio de Medio Ambiente (www.ecobatimetricas.com), hasta la isobata de 40 m, completándose con los datos de profundidad obtenidos en la realización de los perfiles del boomer.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

- Las superficies erosivas en la zona costera de tabarca

La superficie plana que conforma el actual relieve visible de la isla es resultado de la erosión marina cuando el nivel del mar estaba más alto que el actual. Esta superficie muestra restos de conglomerados marinos del tirreniense [1], por lo que puede deducirse dicha edad de su formación. Las faunas de gasterópodos con presencia de *Strombus bubonius* son denominadas “faunas senegalesas” [2], las cuales son recurrentemente asignadas en las costas mediterráneas del sur de la Península al estadio isotópico 5e (Marine Isotopic Stage, MIS 5e, hace 123 ka).

En la actualidad las costas acantiladas de la isla indican un retroceso de la línea de costa. Además, existe una superficie de abrasión rodeando la isla a una profundidad que varía entre la cota cero hasta los 7 m de profundidad. Dicha superficie sería la generada desde que el nivel del mar se situó aproximadamente en la posición actual, esto es, en los últimos 6000 años.

A continuación se observa un escalón rodeando la isla que, en la parte sur, se empieza a detectar a cota 7 m por debajo del nivel actual, hasta los 15 m de profundidad. Por otra parte, al norte de la isla, este escalón aparece entre 14 y 19 m. Dicho escalón se ha marcado como E1 (Escarpe 1). A mayor profundidad se desarrolla una superficie plana inclinada hacia mar que, al norte, se desarrolla entre 19 y 20 m de profundidad, mientras que al sur lo hace en un rango entre 15 y 25 m. Esta superficie se ha marcado en la Figura 1 como T1 (Terraza submarina 1). Destaca el carácter discontinuo de la superficie al SE de la isla, la cual se encuentra dividida por una pequeña depresión.

El escarpe E1 y la terraza submarina T1 se formaron cuando el nivel del mar se encontraba más bajo que el actual. La parte norte, donde el pie del Escarpe 1 se encuentra a 19 m es posible explicarla como producida durante el evento 8.2 ka, por comparación con otros sectores de la costa alicantina [3]. Sin embargo, en la parte sur de la isla, el escarpe se encuentra más alto de lo que cabría esperar. Interpretable como debido a que esta zona presenta mayor pendiente y la traslación de la línea de costa durante la subida del nivel del mar se hizo de forma lenta, lo que permitió, que durante el ascenso, se siguiera esculpando el escarpe. Lo mismo ocurriría con la terraza submarina. De todas formas, no se puede descartar totalmente la posible influencia de la tectónica reciente.

Se aprecia un segundo escarpe submarino (E2) entre 59 y 70 m de profundidad que sí aflora al SE de la isla de Tabarca (Fig. 1). Dicho escarpe se encuentra casi siempre cubierta por un prisma litoral (P2 en la Fig. 1) y sólo aflora en la superficie del fondo marino al SE de la isla donde

abundan las irregularidades ligadas a crestas del basamento. El prisma litoral se encuentra en una posición equivalente al prisma sedimentario ligado al Younger Dryas (12,7-11,7 ka antes de la actualidad) detectado en la plataforma continental de Benidorm, esto es entre 60 y 70 m de profundidad [4], lo que permite su correlación con dicho prisma. E2 sería anterior al prisma infralitoral y se formaría en un episodio de detención de la subida del nivel del mar, lo que podría producirse al comienzo del periodo frío del Younger Dryas. La terraza submarina ligada a E2 se encuentra en la actualidad recubierta por sedimentos más recientes.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto GRE13-23 (Investigaciones Emergentes del Programa Propio de la Universidad de Alicante).

REFERENCIAS

- 1 - Estévez A, Renard P & Yébenes A, 2004. Cabo de Santa Pola e isla de Tabarca. En: Geología de Alicante (P. Alfaro P, Andreu JM, Estévez E & Tent-Manclús JE eds). 161-177.
- 2 - Zazo C, Goy JL, Lario J, González-Delgado JA, Bardají T, Hillaire-Marcel C, Cabero A, Ghaleb B, Borja F, Silva, PG, Roquero E & Soler V, 2013. Retracing the Quaternary history of sea-level changes in the Spanish Mediterranean-Atlantic coasts: Geomorphological and sedimentological approach. *Geomorphology*, 196:36-49.
- 3 - Tent-Manclús JE, Estévez A, Soria JM, Benabdeloued NYB, Corbí H, Pina JA & Rey J, 2009. Registro del evento 8.2 en la plataforma continental de Alicante (SE, España). *Geogaceta*, 47:97-100.
- 4 - Vara A de la, Tent-Manclús JE, Estévez A, Soria JM & Rey J, 2011. El prisma sedimentario submarino ligado al Younger Dryas en la plataforma continental de Benidorm (Alicante, SE de España). *Geogaceta*, 50/2:137-140.

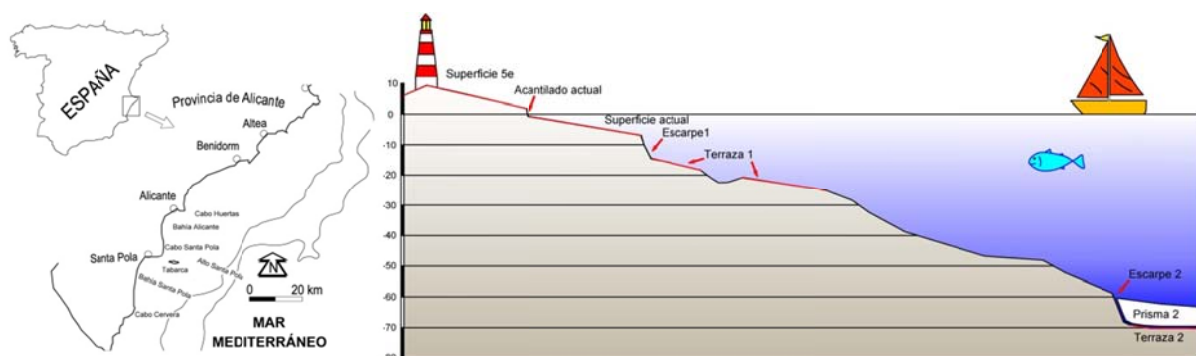


Fig. 1. Esquema interpretativo de las terrazas de la isla de Tabarca.

Dinámica anual de la vegetación algal asociada a las plataformas de abrasión con verméticos del Sureste Ibérico

Marc Terradas Fernández, Carlos Botana Gómez, Miguel Valverde Urrea, José Jacobo Zubcoff & Alfonso Ramos Esplá

Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante, Apto. Correos 99, 03080 Alicante, Spain

RESUMEN

Se presentan los resultados preliminares acerca de la dinámica anual del fitobentos asociado a las plataformas de abrasión con verméticos en dos enclaves representativos de la costa de Alicante: Cabo de las Huertas y la Reserva Marina de Tabarca. El estudio se ha realizado mediante inventarios visuales no destructivos a partir de transectos fijos. Se han medido las siguientes variables ambientales: disponibilidad hídrica, profundidad, mes, inclinación, intensidad del oleaje y posición en el transecto. Las especies y los grupos funcionales han sido utilizados como descriptores. La estructura de las comunidades se ha analizado mediante técnicas de análisis multivariante a fin de detectar la variabilidad espacial y estacional. Se han calculado varios índices ecológicos informadores de los cambios estructurales temporales y espaciales. Los resultados indican que las comunidades asentadas en las plataformas presentan una variabilidad anual muy elevada. Los factores ligados a la estacionalidad, junto a la disponibilidad hídrica, parecen los principales estructuradores de estos sistemas. Gran parte de las comunidades asentadas en las plataformas presentan una fase de desarrollo primaveral ligada a un proceso de diversificación. Los grupos funcionales tienden a ordenarse según el potencial productivo acorde con el esquema presentado por Steneck y Dethier (1994).

INTRODUCCIÓN

Las plataformas de abrasión con verméticos forman paisajes que caracterizan gran parte del litoral Mediterráneo cálido; siendo en zonas con predominio de rocas sedimentarias calacarentícas donde se encuentran más desarrolladas [1]. Debido a su escasísima profundidad, presentan una flora algal que vive en unas condiciones de saturación lumínica y que está sometida a unas constricciones ambientales severas [2]. A pesar de ello, los trabajos acerca de la estructura de las comunidades fitobentónicas que se asientan en estos enclaves son escasos y la mayoría centrados en otras regiones geográficas [1,2,3,4,5].

El objetivo del presente trabajo es evaluar el patrón estructural y la dinámica de estos enclaves bien representados en el Sureste Ibérico, contextualizando este patrón frente a otros sistemas mediterráneos análogos.

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio ha sido realizado en dos localidades con plataformas bien desarrolladas: la Reserva Marina de Tabarca y el Cabo de las Huertas (Alicante). En cada localidad se han fijado tres transectos que recorrerían perpendicularmente toda la longitud de la plataforma, desde el margen exterior de la misma, hasta el último cinturón de macroalgas reconocible en la zona interna. Cada transecto ha sido inventariado mensualmente durante un ciclo anual completo. Para el muestreo se han utilizado cuadrados contiguos de 625 cm². En cada cuadrado se ha estimado la cobertura algal siguiendo la escala

semicuantitativa de Braun-Blanquet [6]. Esta metodología permite el análisis estructural de las comunidades fitobentónicas sin alterar el sistema, posibilitando el seguimiento temporal de un mismo transecto [7, 8,9].

Paralelamente, se han evaluado las siguientes variables ambientales para cada cuadrado muestreado: disponibilidad hídrica (seco, mojado, cubierto), profundidad, mes, inclinación, intensidad del oleaje (no perceptible, débil, moderado) y posición en el transecto. Los datos meteorológicos han sido recopilados a partir de los partes diarios presentados por la Agencia Estatal de Meteorología y PassageWeather.com. El análisis estadístico se ha llevado a cabo usando las técnicas estadísticas nmds y glm.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados preliminares indican que las fitocenosis asociadas a las plataformas presentan una variabilidad espacial ligada, sobre todo, a la disponibilidad hídrica y a la posición dentro del transecto. La variabilidad estacional es grande e interacciona fuertemente con la disponibilidad hídrica. Se detectan dos estadios extremos que coinciden con los estadios de comunidad desarrollada y degradada detectadas en otros trabajos [10,11,12].

Sin embargo, la fase de desarrollo generalmente va ligada a un proceso de diversificación, a diferencia de lo observado en otros sistemas someros infralitorales y mediolitorales mediterráneos [13], aunque no en todos [14].

Finalmente, el potencial productivo y los grupos funcionales dominantes encajan con el esquema propuesto por Steneck y Dethier [15]. Así, en la parte más expuesta al oleaje y con disponibilidad hídrica constante dominan las

especies coriáceas complejas. En los sectores más resguardados y con una menor disponibilidad hídrica, las coralináceas incrustantes, junto a las algas de porte más simple, son los grupos cuantitativamente más importantes.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la ayuda continuada de Vicent Pardo (Universidad de Alicante), así como la ayuda recibida en varios muestreos por Leti Asensio (Universidad de Alicante), y Virginia Soto. Finalmente, agradecemos la colaboración de la SGP – MAGRAMA y el apoyo recibido por el personal de la Reserva Marina de Tabarca.

REFERENCIAS

- 1 - Chemello R, 2009. Le biocostruzioni marine in Mediterraneo. Lo stato delle conoscenze sui reef a Vermeti. *Biol. Mar. Mediterr.*, 16 (1): 2-18.
- 2 - Einav R. & Israel A, 2007. Seaweeds on the abrasion platforms of the intertidal zone of eastern Mediterranean shores. In *Algae and cyanobacteria in extreme environments* (pp. 193-207). Springer Netherlands.
- 3 - Lipkin Y & Safriel U, 1971. Intertidal zonation on rocky shores at Mikhmoret (Mediterranean, Israel). *J. Ecol.*, 59: 1-30.
- 4 - Lakkis S, Novel-Lakkis V, 2000. Distribution of pytobenthos along the coast of Lebanon. *Mediterr. Marine Sci.*, 1(2):143-164.
- 5 - Gil R, Zahavi A, & Einav R, 2008. Seaweed communities on abrasion platforms along the Newe Yam Island, in the north of Israel. *Isr. J. Plant Sci.*, 56(1-2): 103-109.
- 6 - Braun-Blanquet J, 1979. *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Blume, Madrid., 820 pp.
- 7 - Chappuis E, Terradas-Fernández M, Cefali M E, Mariani S, & Ballesteros E, 2014. Vertical zonation is the main distribution pattern of littoral assemblages on rocky shores at a regional scale. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 147: 113-122.
- 8 - Guinda X, Juanes J A, Puente A, & Echavarrri-Erasun B, 2012. Spatial distribution pattern analysis of subtidal macroalgae assemblages by a non-destructive rapid assessment method. *J. Sea. Research.*, 67(1): 34-43.
- 9 - Cruz-Motta JJ, Miloslavich P, Palomo G, Iken K, Konar B, Pohle G, Trott T, Benedetti-Cecchi L, Herrera C, Hernandez A, Sardi A, Bueno A, Castillo J, Klein E, Guerra-Castro E, Gobin J, Gomez DI, Riosmena-Rodriguez R, Mead A, Bigatti G, Knowlton A, Shirayama Y, 2010. Patterns of spatial variation of assemblages associated with intertidal rocky shores: a global perspective. *PLoS ONE* 5: e14354.
- 10 - Niell F X, 1976. *Estudios sobre la estructura, dinámica y producción del fitobentos intermareal (facies rocosa) de la Ría de Vigo*. Tesis doctoral. U B., 181 pp.
- 11 - Ballesteros E, 1992. *Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen la seva distribució*. Arx. Sec. Cien. CI, IEC, Barcelona, Spain, 616 pp.
- 12 - Soto J, 1987. Estudio florístico, corológico, autoecológico y sinecológico de las algas bentónicas marinas del Sureste de la Península Ibérica. Tesis Doctoral. UMA., 507pp.
- 13 - Ballesteros E, 1991. Structure and dynamics of north-western Mediterranean phyto-benthic communities: a conceptual model. Homage to Margalef, or, Why there is such pleasure in studying nature (Ros, J. D. & Prat, N., eds). *Oec. Aquat.*, 10:223-242.
- 14 - Martí R, Uriz MJ, Ballesteros E, Turon X, 2005: Seasonal variation in the structure of three Mediterranean algal communities in various light conditions. *Estuar Coast Shelf Sci* 64: 613-622.
- 15 - Steneck R S & Dethier M N, 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos.*, 69: 476-498.

Aspectos esenciales para el futuro Plan de Conservación del coral naranja amenazado *Astroides calycularis*

Alejandro Terrón-Sigler¹, David León-Muez¹, Patricio Peñalver-Duque¹
& Free Espinosa-Torre²

¹ Asociación Hombre y Territorio. C/ Betania nº 13. CP. 41007 Sevilla, España. www.hombreyterritorio.org

² Departamento de Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012-Sevilla, España
*terrónsigler@hombreyterritorio.org

RESUMEN

Según normativa, *Astroides calycularis* (Pallas, 1766) debe tener un Plan de Conservación con el fin de preservar las poblaciones de este coral amenazado. La especie presenta un estrecho rango de distribución como consecuencia a sus requerimientos ecológicos e impactos de origen humano a los que está sometida. Es por ello, que han sido estudiados aspectos esenciales sobre la biología y la ecología de este emblemático coral en las poblaciones más abundantes de la Península Ibérica (norte del Mar de Alborán). De esta manera, se ha levantado una información esencial sobre: - localización y estado de las poblaciones, a través del establecimiento de un estado cero en el área objeto de estudio; - estrategia reproductiva; - importancia de las colonias como hábitat para otros grupos de macro invertebrados; - amenazas; - técnicas de restauración de poblaciones mermadas o afectadas por diversos impactos. Los resultados de cada uno de estos aspectos estudiados aportan una información crucial para integrar en el futuro Plan de Conservación de la especie. Este estudio, apoyado en ciertas fases por el Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla, ha sido promovido y ejecutado por una entidad sin ánimo de lucro, la Asociación Hombre y Territorio (HyT), lo que vislumbra la importancia que tienen este tipo de organizaciones en la investigación científica y técnica de especies amenazadas.

INTRODUCCIÓN

La Ley 42/2007 de 13 de diciembre sobre Patrimonio Natural y de la Biodiversidad establece la obligación de redactar un Plan de Conservación para asegurar la preservación de las especies o poblaciones amenazadas incluidas en la categoría de “vulnerable”. Existen especies de las que no se conoce aún toda la información para completar dichos planes. Una de estas especies es el coral naranja, *Astroides calycularis*, una especie emblemática del Mar Mediterráneo, cuyo plan aún no está elaborado, sobrepasando por tanto los plazos previstos desde su inclusión en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.

Astroides calycularis (Pallas 1766) es un coral colonial azooxantelado con un característico color naranja. La especie es endémica del Mediterráneo y se distribuye principalmente por la zona sur [1]. Su estrecho rango de distribución se debe, entre otros aspectos, a los requerimientos ambientales en temperatura y aguas transparentes y bien oxigenadas [2,3,4]. La especie habita fondos rocosos desde la superficie del mar hasta los 50 metros de profundidad y localmente se pueden encontrar poblaciones muy abundantes [1,5]. Este coral se encuentra afectado por actividades antrópicas, como obras litorales o actividades recreativas en el mar, que pueden impactar de forma negativa sobre sus poblaciones, mermándolas o degradándolas (6,7,8). Por ello, la especie está incluida en catálogos regionales y nacionales bajo distintas categorías

de amenaza y en los anexos de los convenios de Berna y Barcelona y la convención CITES. En la costa andaluza se encuentra el límite de distribución más occidental de la especie y algunas de las poblaciones mejor conservadas en el Mediterráneo [1,5]. El objetivo principal de este trabajo de la Asociación Hombre y Territorio ha sido recopilar toda la información que ha ido obteniendo desde el año 2008 para el futuro Plan de Conservación de la especie, afianzando, además, la importancia que las organizaciones sin ánimo de lucro pueden tener en la investigación y levantamiento de información para planes y estrategias de conservación de especies amenazadas. Dicha información es de vital importancia para el seguimiento, evaluación y gestión de las poblaciones más importantes de coral naranja del norte del Mar de Alborán.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para cada uno de los objetivos marcados se desarrollaron diferentes estudios y metodologías destinadas a obtener la información marcada. Así, -se realizaron inmersiones con escafandra autónoma de forma sistemática para detectar y evaluar el estado de las poblaciones; -se recolectaron colonias a diferentes profundidades durante un ciclo anual y, mediante técnicas histológicas, se obtuvo información sobre la estrategia reproductiva de la especie considerando dos factores: uno exógeno, la profundidad; y otro endógeno, el área de la colonia; -se recolectaron colonias

mensualmente a tres profundidades diferentes, se separaron los diferentes especímenes de macro-invertebrados asociados a las colonias, se identificaron y cuantificaron; - se cuantificó y caracterizó durante 8 meses el impacto que producen los buceadores autónomos en uno de los enclaves más importantes para el buceo recreativo de la costa andaluza (Almuñécar, Granada) y donde se encuentra una de las poblaciones más abundantes de coral naranja; -se diseñaron y pusieron en marcha dos metodologías para la restauración y recuperación de colonias desprendidas: una mediante fijación traslocando y trasplantando colonias; y otra mediante sustratos artificiales para la captación de larvas del medio natural.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Información para el futuro Plan:

- Estado cero de poblaciones. Aunque existen citas y estudios de seguimiento de algunas zonas en su distribución, hasta ahora no existía una base de datos de la presencia y abundancia geo-referenciada de las poblaciones del coral naranja en el litoral andaluz. Por tanto, se ha establecido por primera vez un estado cero de las poblaciones litorales de esta especie en Andalucía.

- Estrategia reproductiva del coral naranja. Los resultados obtenidos son de gran relevancia a la hora de implementar estrategias de gestión dirigidas, por ejemplo, a la restauración o regeneración de poblaciones de *A. calycularis* mermadas o dañadas por cualquier tipo de impacto, ya que se debe tener en cuenta el factor exógeno de la profundidad.

- *Astroides calycularis* como hábitat. Los resultados obtenidos ponen en valor esta especie como hábitat para muchas especies de invertebrados. Además, se ha levantado información sobre la importancia de la especie en las redes tróficas marinas de la zona objeto de estudio y las estrategias alimenticias de los principales macro-invertebrados asociadas a *A. calycularis*, así como el tipo de relación de los mismos con su hospedador.

- Amenazas. Los resultados obtenidos reflejan una importante interacción entre el buceo recreativo y la especie, especialmente en zonas con una elevada carga de actividad.

- Restauración. Las ventajas e inconvenientes de cada técnica han sido discutidos y analizados en el apartado correspondiente, estableciéndose una técnica fácil de desarrollar y eficaz para restaurar posibles poblaciones de coral naranja.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía el apoyo prestado, especialmente a Eduardo Fernández Tabales. Este proyecto ha sido cofinanciado por HyT (<http://www.hombreyterritorio.org>) y el Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla. También queremos agradecer a todas aquellas personas que han colaborado en los trabajos sobre la especie. El trabajo aquí presentado cumple con la actual legislación española.

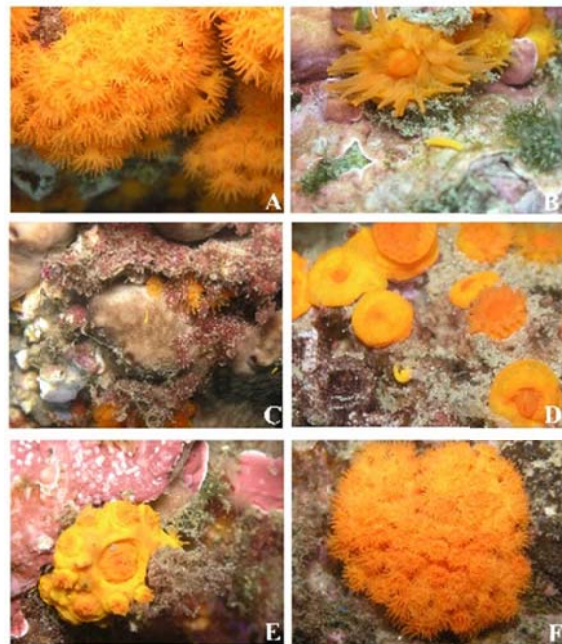


Fig. 1. Aspecto y formación de una colonia de *A. calycularis*

REFERENCIAS

- 1 – Zibrowius H, 1980. Les Scléactiniaires de la Méditerranée et de l'Atlantique nord-oriental. Mémoires de l'Institut Océanographique, Monaco 11, 1–284.
- 2 – Zibrowius H. 1995. The Southern *Astroides calycularis* in the Pleistocene of the Northern Mediterranean – An indicator of climatic changes (Cnidaria, Scleractinia). *Geobios*, 28: 9-16.
- 3 – García-Gómez J. C. 2007. Biota litoral y vigilancia ambiental en las Áreas Marinas Protegidas. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente, Sevilla. 193 pp.
- 4 – Casado-Amezúa P, 2012. Genetic assessment of population structure and connectivity in two endemic Mediterranean corals: *Astroides calycularis* (Pallas, 1766) and *Cladocora caespitosa* (Linnaeus, 1767). PhD Thesis. Universidad de Alcalá de Henares, España.
- 5 – Terrón-Sigler A, León-Muez D, Peñalver P, Gálvez-César R & Espinosa Torre F, 2015. Geographic distribution of *Astroides calycularis* (Scleractinia: Dendrophylliidae) as a baseline to assess future human impacts on the Southern Iberian Peninsula. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1-9. doi:10.1017/S0025315415001113
- 6– Ocaña O, Ramos A & Templado J, 2009. Los paisajes sumergidos de la región de Ceuta y su biodiversidad. Fundación Museo del Mar de Ceuta. España, 254 pp.
- 7 – Cebrían E & Ballesteros E, 2004. Zonation patterns of benthic communities in an upwelling area from the western Mediterranean (La Herradura, Alboran Sea). *Scientia Marina*, 68 (1): 69-84.
- 8 – Terrón-Sigler A, León-Muez D, Peñalver P & Espinosa Torre F, 2016. The effects of SCUBA diving on the endemic Mediterranean coral *Astroides calycularis*. *Coastal and Ocean Management*, 122: 1 - 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.01.002>

Avances en el estudio de la metabolómica de la esponja marina *Aplysina* (= *Verongia*) *aerophoba*

Francisco Javier Toledo Marante¹, Pere Ferriol Buñola², Ignacio Brouard Martin³ & Alba González Benkovic¹

¹Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Departamento de Química, Gran Canaria 35017, España

²Universidad de Las Islas Baleares, Departamento de Biología, Palma de Mallorca, 07122, España

³Consejo superior de Investigaciones científicas, Instituto de Productos Naturales y Agrobiología, Tenerife 38206, España

RESUMEN

La metabolómica medio ambiental marina es la aplicación de los metabolitos para caracterizar las interacciones de los organismos marinos con su medio ambiente. Este campo de estudio nos aporta información sobre las interacciones químicas de los organismos marinos en su ecosistema, las cuales suelen generar ventaja adaptativa a los mismos. Así, la metabolómica está siendo aplicada a las ciencias marinas tanto para sacar a la luz las respuestas que dan los organismos a las presiones externas -abióticas ó bióticas-. Estas interacciones pueden estudiarse tanto a nivel de individuo como a nivel poblacional, lo cual nos introduce en los campos de la ecofisiología y la ecología. En la esponja *Aplysina aerophoba*, recogida en el litoral del archipiélago canario, fueron identificados el ácido verónico, verongiamida (dienona), aeroplysinina-1, verongiolido, verongiamina, fistularina-1 y 11-*epi*-fistularina-3 por aplicación de la cromatografía, espectrometría de masas y espectroscopía de ¹H-NMR y ¹³C-NMR. La bioconversión entre estos metabolitos, provocada por el daño en el tejido del organismo ha sido demostrada y medida. En consecuencia, se propone un modelo en el que se concibe el conjunto de estos metabolitos como un eficaz y coordinado mecanismo de defensa que se dispara enzimáticamente cuando surge la necesidad.

INTRODUCCIÓN

Las alomonas son compuestos liberados por un organismo que producen ventaja adaptativa del mismo en su ecosistema. Suelen producir una reacción negativa en diversos organismos receptores. Es el caso de las toxinas, los factores que reducen la digestibilidad, los repelentes, los inhibidores de la alimentación, etc.

La esponja marina *Aplysina* (= *Verongia*) *aerophoba* Nardo, 1843, que habita en el litoral del archipiélago canario, como otras esponjas de la familia *Aplysinidae*, es rica en metabolitos derivados del aminoácido dibromotirosina. Entre los antecedentes sobre la química de *A. aerophoba* destacan varias publicaciones en las que se describen dichos metabolitos bromados [1] y alguna que atribuye un papel de alomona a los mismos [2].

Dado que dos de estos metabolitos [aeroplysinina-1, (III) y verongiamida -ó dienona (V)-] son conocidos factores citotóxicos frente a diversas líneas celulares tumorales [3] y de leucemia humana [4], sospechamos que los mismos juegan un papel de alomonas, las cuales se producen y liberan por la esponja justo cuando los necesita, como cuando es depredada por los animales carnívoros.

Al objeto de profundizar en esta cuestión, hemos reinvestigado la química de la esponja en cuestión mediante modernas técnicas de elucidación estructural y de análisis cuantitativo por RP-HPLC.

MATERIAL Y MÉTODOS

La cromatografía en columna en fase normal se realizó sobre sílica gel. La cromatografía se realizó tanto a media presión (*Büchi Chromatography System*) como a baja

presión con motores de la marca *Fluid Metering* conectados en serie a columnas cromatográficas de la marca *Ace Glass*. Los eluyentes fueron mezclas de hexano, acetona y metanol, combinados de forma que se fuese incrementando la polaridad del mismo de forma progresiva. Los espectros de resonancia magnética nuclear, de protón y carbono, se recorrieron en aparatos *Bruker* de 300, 400 y 500 MHz. Las rotaciones ópticas se realizaron en un aparato de la marca *Perkin Elmer* y los puntos de fusión se midieron con un aparato *Gallenkamp*. Las muestras de esponja se extrajeron en diversas condiciones y con diversos disolventes a temperatura ambiente. El análisis por RP-HPLC se realizó mediante una columna *Waters Novapak C₁₈*, usando metanol-agua como eluyente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Por maceración de trozos molidos y desecados de la esponja marina *A. aerophoba* con acetona seguida de filtración y concentración en rotavapor se obtuvo el extracto bruto. Por cromatografía en columna eluyendo con hexano / acetato de etilo se obtuvieron sucesivas fracciones de polaridad progresiva que se monitorizaron por cromatografía en capa fina obteniéndose, entre otros, siete productos bromados, homogéneos por TLC, que fueron identificados a partir de sus espectros de masas y de ¹³C-NMR y ¹H-NMR como ácido verónico (VI), verongiamida (dienona, V), aeroplysinina-1 (III), verongiolido (II), verongiamina, fistularina-1 y 11-*epi*-fistularina-3 (I).

Estas sustancias se utilizaron como patrones para calibrar un método analítico por RP-HPLC basado en los diferentes tiempos de retención que presentaron los mismos al utilizar MeOH/H₂O como eluyente (Tabla 1). De esta forma se pudo medir la producción de los diferentes metabolitos en diferentes condiciones de cultivo en los efluentes de piscifactorías, así como la biotransformación de la sustancia inactiva (I) en las activas (fundamentalmente, V y VI) por machacado de la esponja.

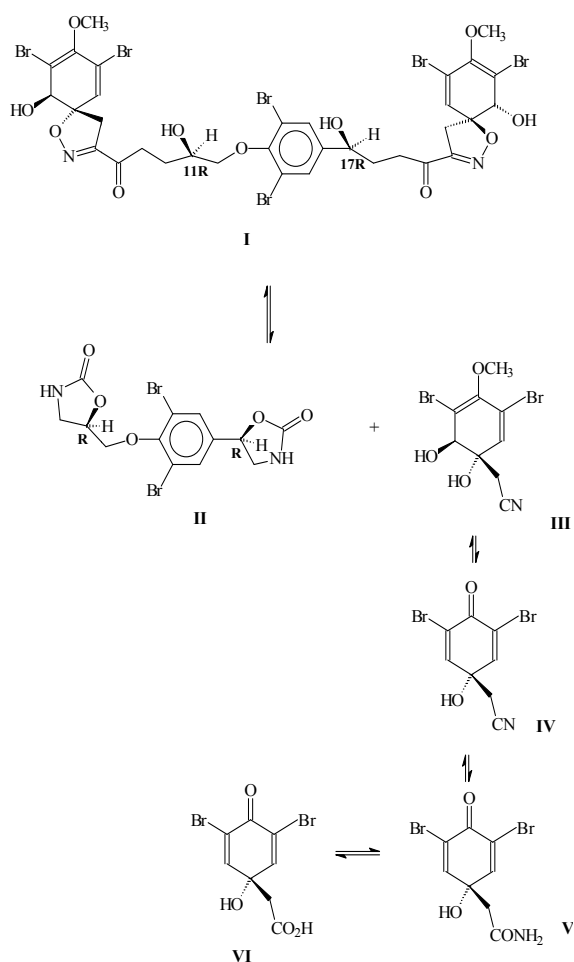


Fig. 1. Biotransformación de la sustancia de reserva 11-*epi*-fistularina-3 (I) en las alomonas citotóxicas (III y V)

Tabla 1. Tiempos de retención de los metabolitos de *A. aerophoba* en un análisis típico por RP-HPLC

Metabolito	Tiempo de retención (min)
Ácido verónico (VI)	1,8
Verongiamida (Dienona V)	4,8
Aeroplysinina-1 (III)	6,4
Verongiolido (II)	8,9
Fistularina-1	11,9
11- <i>epi</i> -Fistularina-3 (I)	13,3

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el soporte financiero dado por el Instituto Canario de Investigación del Cáncer (ICIC) y la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

REFERENCIAS

- 1 - Aydogmus Z, Ersoy N, Imre S 1999. Chemical investigation of the sponge *Verongia aerophoba*. *Turk J Chem*, 23(3):339-344.
- 2 - Ebel R, Brenzinger M, Kunze A, Gross HJ, Proksch P, 1997. Wound activation of protoxins in marine sponge *Aplysina aerophoba*. *J Chem Ecol*, 23:1451-1462.
- 3 - Kreuter MH, Bernd A, Holzmann H, Müller-Klieser W, Maidhof A, Weißmann N, Kljajic Z, Batel R, Schröder HC and Müller WEG, 1989. Cytostatic activity of aeroplysinin-1 against lymphoma and epithelioma cells. *Z Naturforsch (C)*, 44:680-688.
- 4 - Ferriol Bunyola P, Brunet Quetglas M, Mediavilla Pérez MJ, Estévez Rosas FJ, Toledo Marante FJ, Bermejo Barrera J, 2009. Production of cytotoxic factors by mariculture of *Verongia aerophoba*. 6th Meeting YCIC – Las Palmas de Gran Canaria, December 10th-12th, 2009.

Actividad antioxidante de los metabolitos del alga parda *Halopteris scoparia* (*Stypocaulon scoparium*)

Francisco Javier Toledo Marante¹, Pere Ferriol Buñola¹, Carlos Sangil Hernández² & Francisco Jesús Estévez Rosas³

¹Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Departamento de Química, Gran Canaria 35017, España

²Universidad de La Laguna, Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal

³Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Departamento de Bioquímica y Biología Molecular, Fisiología, Genética e Inmunología, Gran Canaria 35017, España

RESUMEN

En la planta completa de la especie de alga parda *Halopteris scoparia*, recogida en el litoral del archipiélago canario, fueron identificados linoleato de etilo, glicerol y manitol por cromatografía y espectroscopía de ¹H-NMR y ¹³C-NMR. En las mismas muestras no se encontraron los antioxidantes citotóxicos, típicos de plantas superiores, que algunos investigadores habían descrito para esta especie. La actividad antioxidante de los metabolitos mayoritarios –manitol y linoleato de etilo– se investigó. Se midió la protección frente a la peroxidación lipídica usando homogeneizados de cerebro de rata. El manitol y la sustancia de referencia –melatonina– rebajaron la peroxidación lipídica inducida por H₂O₂/Fe⁺² en un 7% y 63% respectivamente. El linoleato de etilo mostró una actividad inhibitoria de los radicales libres 3280 veces inferior que la sustancia de referencia, α-(+)-tocopherol, en el modelo del DPPH•, expresada como valores IC₂₅. En consecuencia, los extractos de *H. scoparia* pueden usarse para fabricar preparados cosméticos debido a que los verdaderos metabolitos, si bien son antioxidantes, no son citotóxicos.

INTRODUCCIÓN

Entre los antecedentes sobre la química de *H. scoparia* destaca una patente sobre una fórmula dentro del sector de la cosmética para tratar las arrugas y el envejecimiento a base de extractos de la misma [1]. Según los autores, los extractos acuosos ó metanólicos del alga estimulan la proliferación de las células epidérmicas y dérmicas, así como la actividad mitocondrial de los fibroblastos humanos. Por ello retrasan el envejecimiento de la piel y la deshidratación de la epidermis. Esta actividad biológica se achaca a las auxinas indólicas, entre otras posibles sustancias biológicamente activas.

También destaca una segunda patente relacionada con el uso de un extracto de un alga parda del genero *Halopteris* en la fabricación de cosméticos ó preparados farmacéuticos que limitan la expansión de los tejidos grasos por su efecto inhibitorio de la diferenciación adipocitaria [2].

También destaca una tercera patente sobre la aplicación de feromonas de algas, incluida *H. scoparia*, para la preparación de productos cosméticos o farmacéuticos que se pueden aplicar para el cuidado de la piel, el cabello y las uñas [3].

Más tarde se reestudia la actividad antioxidante de los extractos de *H. scoparia* y se identifican y cuantifican, solo por RP-HPLC, catorce fenoles que, hasta ahora, sólo se habían encontrado en plantas superiores,[4]. Dado que estos últimos fenoles identificados son conocidos factores citotóxicos, esta publicación cuestiona la aplicabilidad del alga *H. scoparia* en cosmética.

Al objeto de aclarar la anterior contradicción bibliográfica, hemos reinvestigado la química del alga en cuestión mediante modernas técnicas de elucidación estructural y de medida de la actividad antioxidante.

MATERIAL Y MÉTODOS

La cromatografía en columna en fase normal se realizó sobre sílica gel. La cromatografía se realizó tanto a media presión (*Büchi Chromatography System*) como a baja presión con motores de la marca *Fluid Metering* conectados en serie a columnas cromatográficas de la marca *Ace Glass*. Los eluyentes fueron mezclas de hexano, acetato de etilo y metanol, combinados de forma que se fuese incrementando la polaridad del mismo de forma progresiva. Los espectros de resonancia magnética nuclear de protón y carbono se recorrieron en un aparato AMX Bruker de 300 MHz. La rotación óptica se realizó en un aparato de la marca *Perkin Elmer* y los puntos de fusión se midieron con un aparato *Gallenkamp*.

El alga seca y molida se extrajo por maceración con acetona a temperatura ambiente.

Para medir la actividad antioxidante, homogeneizados de cerebro de rata se incubaron con H₂O₂ / FeSO₄ para inducir la peroxidación lipídica, en ausencia ó presencia de las muestras de productos naturales. Como control positivo se usó la melatonina. Después de la incubación, las reacciones se pararon por enfriamiento, se centrifugaron y los líquidos obtenidos se sometieron a determinación analítica de malondialdehído (MDA) y 4-hidroxi-alquenos (4-HDA) mediante un *Lipid peroxidation kit*. Para medir la actividad inhibitoria de radicales libres, una disolución en benceno del radical libre estable DPPH• se colocó en una cubeta espectrofotométrica de vidrio, y se adicionó una disolución metanólica de cada metabolito. Se midió el incremento de la transmitancia a 515 nm continuamente, con captura de datos a intervalos de 20

segundos, con un espectrofotómetro UV-3100PC de la marca VWR controlado desde ordenador por el programa UV-Vis Analyst. El incremento en la transmitancia con respecto al control correspondiente al momento en el que se alcanzó la plataforma horizontal en cada curva $T = f(t)$ se utilizó para calcular las concentraciones inhibitorias del 25 % del radical.

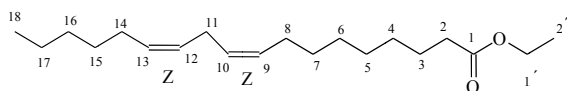
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Por maceración de trozos del alga marina *H. scoparia* con acetona seguida de filtración y concentración en rotavapor se obtuvo el extracto bruto. Por cromatografía en columna eluyendo con hexano / acetato de etilo se obtuvieron sucesivas fracciones de polaridad progresiva que se monitorizaron por cromatografía en capa fina obteniéndose una fracción “apolar”, otra de “polaridad media” y otra “muy polar”.

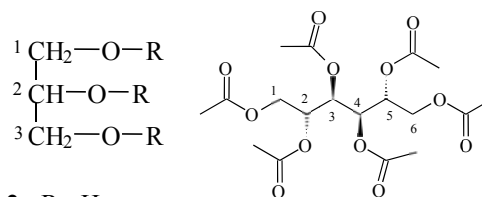
La fracción “apolar” fue identificada como linoleato de etilo (1) a partir de sus espectros de $^{13}\text{C-NMR}$ y $^1\text{H-NMR}$. La fracción de “polaridad media” es minoritaria y dió positivo con el reactivo de Folin-Ciocalteu, lo que delató fenoles. Por TLC preparativa se pudieron separar dos compuestos que, según sus espectros de $^1\text{H-NMR}$ se trata de dos fenoles glicosídicos, posiblemente relacionados con el floroglucinol. Sus estructuras no se elucidaron por escasez de material, pero el perfil que presentan en RMN las señales de sus protones aromáticos y olefinicos (δ 5.5 – 9.0) no corresponde con ninguno de los polifenoles que los investigadores Lopez y col. [4] dicen haber identificado.

La fracción “muy polar” muestra un espectro de $^1\text{H-NMR}$ con señales en torno a δ 4.0 ppm que corresponden a protones geminales a oxígeno, lo que delata compuestos polihidroxílicos. Dicha fracción se acetiló y se cromatografió para dar dos sustancias, homogéneas por TLC, cuyos espectros corresponden al triacetato del glicerol (3) y hexaacetato del manitol (4).

La actividad antioxidante de *H. scoparia* se atribuye, pues, a los dos polifenoles glicosídicos no identificados pero también al manitol y al linoleato de etilo. Así, el manitol y la sustancia de referencia –melatonina- rebajaron la peroxidación lipídica inducida por $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{+2}$ en un 7% y 63% respectivamente (Tabla 1) mientras que el linoleato de etilo (1) mostró una actividad inhibitoria de los radicales libres 3280 veces inferior que la sustancia de referencia, α -(+)-tocopherol, en el modelo del DPPH•, expresada como valores IC_{25}



1



2, R= H

3, R= CO-CH₃

4

Fig. 1. Linoleato de etilo (1), glicerol (2), su acetato (3) y acetato del manitol (4).

Tabla 1. Oxidación lipídica de un homogeneizado de cerebro de rata, medida como *n*moles de (MDA + 4HDA) por mg de proteína

Ensayo	MDA + 4HDA (nmol/ mg proteína) (media \pm DE)
Control C1	4,61 \pm 0,03
Control C2	9,56 \pm 0,02
Melatonina (MEL 800 μM)	6,43 \pm 0,02
Manitol (MAN 800 μM)	9,21 \pm 0,02

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el soporte financiero dado por el Instituto Canario de Investigación del Cáncer (ICIC).

REFERENCIAS

- 1 - Gerald A, Pellegrini M, Pellegrini L, 2003. Cosmetic or dermatological compositions especially useful as antiaging and antiwrinkle products comprise extracts of *Ascophyllum* and *Halopteris* seaweeds. Patente francesa: FR2837386 (A1).
- 2 - Gedouin A, Vallee R, Morvan P-Y, 2004. Use of an extract of a brown alga of kind *halopteris* in a composition cosmetique or pharmaceutical. Patente francesa, FR 2844449 A1 2002-11520.
- 3 - Gedouin A, Vallee R, Morvan PY, Lognone V, 2007 Use of plant pheromones for the preparation of cosmetic or pharmaceutical compositions. Patente francesa, FR 2893251 A1 2007-0518.
- 4 - Lopez A, Rico M, Rivero A, Suarez-de-Tangil M., 2011. The effects of solvents on the phenolic contents and antioxidant activity of *Stypocaulon scoparium* algae extracts. *Food Chemistry*, 125(3):1104-1109.

Ovarian maturity, egg development, and offspring generation of the deep-water shrimp *Plesionika edwardsii* (Decapoda, Pandalidae) from three isolated populations in the eastern Atlantic

Raül Triay-Portella¹, Raquel Ruiz-Díaz¹, José G. Pajuelo¹, Aitor Escribano²
& José A. González¹

¹Marine Applied Ecology and Fisheries Group, Department of Biology, University of Las Palmas de Gran Canaria, Campus de Tafira, Las Palmas de Gran Canaria, 35017 Las Palmas, Spain.

²Université de Liège, Place du 20 Août 7, 4000 Liège, Belgium

ABSTRACT

For the first time, ovarian maturity, egg development and brood size were analysed in three isolated populations (the Madeira, Canary and Cape Verde Islands) of *Plesionika edwardsii* (Decapoda, Pandalidae) in the eastern Atlantic. Multiple different colour patterns were observed in the same ovarian maturity stage, which was verified histologically, invalidating the extensive use of ovarian colour as a maturity stage criterion. The physiological length at sexual maturity, based on the maturity of the ovaries, was higher in Madeira (carapace length of 19.73 mm) and decreased to Cape Verdes (16.39 mm). Synchronic ovarian maturation was observed during the embryo incubation process, and ovigerous females bearing embryos in the final stage of development were observed throughout the year. Females are multiple spawners during the reproductive season, after which the reproductive process ends and a rest period begins. The absence of females larger than the size-at-sexual-maturity with ovaries in stage I, the incubation of embryos in the final developmental stages, suggests that the resting period begins with a process that reabsorbs the energy located in the ovaries and that the resting period occurs asynchronously in females in each of the studied populations. A potential relationship was found between brood size and female body size, and the number of eggs increased significantly with female size in the three study areas. The same egg mass colour pattern can correspond with different embryo developmental stages, thus invalidating the use of egg mass colour as a criterion for developmental stage.

INTRODUCTION

Some pandalid species from deep habitats are the main targets of commercial fishing activities, and the deep-water shrimp species of the genus *Plesionika* Bate, 1888 occur and play an important ecological role in the benthic ecosystems of tropical and sub-tropical regions along the continental shelf and slope in the Atlantic and Mediterranean [1]. *Plesionika edwardsii* has a circumtropical distribution (except in the eastern Pacific) and inhabits a variety of bottoms including mud, sand, rocks, and corals at depths between 110 and 680 m but mainly at 250–380 m. In the eastern Atlantic, the species has been found from SW Spain to Angola, including the Macaronesian archipelagos, Cape Verde Islands and entire Mediterranean region [2].

Information about aspects such as ovarian maturation, egg development and brood size are scarce and are lacking for the Atlantic. Egg development plays a major role in the life history traits of invertebrates because the energy contained in the eggs as nutrients must ensure the survival and development of the embryos [3]. In pandalids, brood size is linked to female body size as a consequence of the eggs being stored within the cephalothorax and the average egg size [4]. Furthermore, from a fisheries perspective, knowledge of these characteristics is important for understanding the reproduction of the species, and in the

case of brood size, it is essential for the estimation of reproductive potential and recruitment, one of the main aspects of population sustainability. The goals of this manuscript are to study ovarian maturity and egg development, estimate the brood size of the species and establish a maturity scale for this species in the Atlantic region.

MATERIALS & METHODS

Individuals A total of 320 female *Plesionika edwardsii*, 45 ovigerous and 35 non ovigerous caught each quarter in 2012 around the Madeira (MA), Canary (CIS) and Cape Verde (CVS) archipelagos, were studied in the laboratory. The shrimp were collected using semi-floating shrimp traps deployed at approximately 2.5 m above the sea floor between 100 and 350 m in depth.

Carapace length (CL, from the posterior edge of the eye socket to the mid-dorsal rear edge of the carapace) was measured with a digital calliper to the nearest 0.01 mm, and total weight (TW) was measured to the nearest 0.01 g.

Individual shrimp were dissected, and their maturity stage was macroscopically visually assessed based on the structure, shape, position in the cephalothoracic cavity, and

colour of the dorsal and ventral faces of the ovaries. The mature ovary visibly extended anteriorly to the orbital margin and occupied most of the dorsal part of the cephalothorax. Ovaries were fixed and preserved in 4% buffered formaldehyde and subsequently processed histologically to verify the macroscopic stage.

The percentage of mature females for each 10-mm CL class was determined, and the size at sexual maturity (the carapace length at which 50% of the ovaries are mature) was determined from the relationship between the percentage of mature ovaries and the carapace size. The number of mature ovaries by carapace size was fitted to a logistic equation by non-linear regression.

Ovigerous females from all size classes were used for the morphological study of the eggs and then to estimate brood size. Pleopods with attached eggs were removed from the females, and egg masses were then placed on a 100- μ m mesh, washed and isolated from the pleopods. For each embryo developmental stage, a total of 12-15 females of different size classes were selected to estimate egg size. In each ovigerous female, the sizes of 65-75 randomly selected eggs were measured and then used to calculate the maximum diameter (Md in mm), minimum diameter (md in mm), mean diameter (xd in mm), and aspect ratio (Md/md).

The total number of stage III embryos attached to the pleopods was directly counted in 60 females of all size classes under a binocular microscope. The brood size, defined as the egg production by batch, was estimated by the gravimetric method and described fitting a power function to the number of embryos and the carapace length data.

RESULTS & DISCUSSION

Many of the studies that have macroscopically assigned maturity stage to *Plesionika* species used maturity scales based on the size of the gonads and, primarily, the colour pattern of the carapace. In some cases, the same maturity scale has been used for different *Plesionika* species, including *Plesionika edwardsii*, although the ovarian coloration pattern differs among species. The maturity scale based on the morphology of the gonads was histologically confirmed. Multiple different colour patterns were observed in the same ovarian maturity stage, which was verified histologically, invalidating the extensive use of ovarian colour as a maturity stage criterion.

The estimation of size at sexual maturity based on ovarian maturation (physiological maturity) instead of ovigerous condition was more reliable because a high fraction of non ovigerous females are mature but can be in the resting period, which can lead to an overestimation. The physiological length at sexual maturity, which was based on the maturity of the ovaries, was estimated to be 19.73 mm CL in MA, 18.56 mm CL in CIS, and 16.39 mm CL in CVS. The histological examination of the subsamples of 100 ovigerous females (larger than the size at sexual maturity) from each archipelago found females with ovaries in the resting stage (18-20%) bearing stage I or II eggs, females with advanced ovaries (32-36%) bearing stage II or III eggs, females with mature ovaries (30-36%)

bearing stage III or IV eggs, and post-spawning females (10-16%) only bearing eggs in stage I. No ovigerous females were observed with eggs in stages III or IV or with ovaries in stage I. In the analysed ovigerous females, all of the maturity stages and all of the egg developmental stages were recorded in the four quarters. The histological examination of the subsample of 100 non-ovigerous females (larger than the size at sexual maturity) found females with ovaries in the resting (12-38%), advanced (30-36%), and mature stages (32-52%) and all of the maturity stages were recorded in the four quarters. Females are multiple spawners during the reproductive season, after which the reproductive process ends and a rest period begins. The absence of females larger than the size-at-sexual-maturity with ovaries in stage I, the incubation of embryos in the final developmental stages, suggests that the resting period begins with a process that reabsorbs the energy located in the ovaries and that the resting period occurs asynchronously in females in each of the studied populations.

The number of eggs increased significantly with female size in the three areas. When the sizes of the eggs are compared among the study populations, it can be observed that less energy is invested in reproduction (in terms of number of eggs and size of the eggs) in Cape Verdes than in the other regions. This pattern agrees with the general tendency of the production of larger eggs at higher latitudes. Female body size is the principal factor determining brood size in decapods and the reduction in the brood size and the higher maximum female body size from Madeira to Cape Verdes supports this relationship.

REFERENCES

- 1 - Cartes JE. 1993. Day-night feeding by decapod crustaceans in a deep-water bottom community in the western Mediterranean. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 73:795-811.
- 2 - González JA, Quiles JA, Tuset VM, García-Díaz MM, Santana JI. 2001. Data on the family Pandalidae around the Canary Islands, with first record of *Plesionika antigai* (Caridea). *Hydrobiologia* 449:71.
- 3 - Figueiredo J, Penha-Lopes G, Anto J, Narciso L, Lin J. 2008. Fecundity, brood loss and egg development through embryogenesis of *Armases cinereum* (Decapoda: Grapsidae). *Mar. Biol.* 154:287-294.
- 4 - Hines AH. 1982. Allometric constraints and variables of reproductive effort in brachyuran crabs. *Mar. Biol.* 69:309-320.

From sensors to users: recent developments at the SOCIB Data Centre

Charles Troupin¹, Joan Pau Beltran¹, Biel Frontera¹, Sonia Gómara¹, Miquel Gomila¹,
Andreas Krietemeyer¹, Cristian Muñoz¹, Miquel Àngel Rújula¹, Imma Serra¹
& Joaquín Tintoré^{1,2}

¹ ICTS SOCIB, Palma, Illes Balears

² IMEDEA (CSIC-UIB), Esporles, Illes Balears

ABSTRACT

We present the latest developments in terms of data management at the Balearic Islands Coastal Observing and Forecasting System (SOCIB, www.socib.es). SOCIB is made up of several observing and forecasting facilities, each of them providing data stream in different formats and with characteristics: profiles, time series, trajectories, gridded fields. From the time the measurements are collected to the time the scientist or the general user is able to visualise them on their computer or smartphone, many important steps take place, among which: format conversion, archival, standardisation of metadata, quality control... In order to make easier the task of developers, a layer of web services has been developed, with the objective of providing information and data from the SOCIB platforms. Several applications of this services, such as the SOCIB App for smartphones or the Medclíc (<http://www.medclíc.es>) webpage will be shown.

INTRODUCTION

Technological developments in the recent years have allowed for an improved capacity to observe the ocean at different places and times, but more at different scales.

While the scientific processing of these new datasets is in itself a challenging task, managing the complexity of this information in a sustainable way (i.e. able to deal with an increasing number of sensors and platforms) also requires specific procedures. The Mediterranean Sea is often referred to as a *miniature ocean*, thanks to its reduced size combined with the variety of processes that take place in this area. The western part of the Sea is the site of intense exchanges between the Atlantic and the Mediterranean and of a wide range of oceanographic features such as eddies, filaments, or strong coastal currents. In order to properly characterise and understand all these processes, the data acquisition has to be performed by different types of instruments, each of them able to capture with a particular scale. The example of the Balearic Islands Coastal Observing and Forecasting System, SOCIB, is presented here.

MATERIAL & METHODS

SOCIB is a multi-platform Marine Research Infrastructure located in the Western Mediterranean Sea. Its observing infrastructure is made up of various components:

1. a coastal research vessel,
2. a high-frequency radar,
3. underwater gliders,
4. profiling buoys and surface drifters (Lagrangian platforms),
5. mooring, weather and sea level stations (fixed stations)
6. beach cameras and coastal stations (beach monitoring).

The modelling and forecasting part of the system includes:

1. a hydrodynamics model (ROMS) and a wave model SAPO covering the Balearic Islands,
2. a *rissaga* (seiche, also referred to as meteotsunami) forecasting system for the Ciutadella Harbour (Menorca),

3. an oil spill forecasting system.

Both the observing and forecasting facilities constitute a continuous source of data for the SOCIB Data Centre (DC). The DC is responsible for most of the steps that occur between the data acquisition to the visualisation or download by the user. This includes: the ingestion, pre-processing, quality control, archival, cataloguing, discovery, and finally distribution and visualization.

Several applications were created to make the management easier or to provide efficient visualization tools to the users.

RESULTS & DISCUSSION

Among the main applications developed by the DC, we will present:

-Leaflet TimeDimension, which adds time dimension capabilities on a Leaflet map (<https://github.com/socib/Leaflet.TimeDimension>).

-Dapp, the application for the tracking of mobile platforms: research vessel, gliders, surface drifters, Argo floats, and turtles (<http://apps.socib.es/dapp/>).

Finally we will describe the different web services that provides a seamless access to the data and metadata to developers or users, so that they can be integrated into applications developed by the Data Centre itself or by third parties, thus providing system interoperability.

All the data managed by SOCIB can be obtained through its webpage, while most of the applications are available on the github platform at <https://github.com/socib>.

ACKNOWLEDGEMENTS

Ministerio de Economía y Competitividad and Govern de les Illes Balears. Obra Social la Caixa.

REFERENCES

- 1 – J. Tintoré *et al.*, 2013. SOCIB: The Balearic Islands Coastal Ocean Observing and Forecasting System Responding to Science, Technology and Society Needs. Marine Technology Society Journal 47(1):101-117. DOI: 10.4031/MTSJ.47.1.10

Fluctuaciones ambientales durante el Holoceno en el Golfo de Cádiz

Juan Usó Canós¹, José Guitián¹, Anxo Mena¹, Guillermo Francés¹, Marta Pérez Arlucea¹ & Equipo MOWER²

¹ Dpto. Geociencias Marinas y O.T. Facultad de Ciencias del Mar. Universidad de Vigo. 36310 Vigo (juan.usoca@gmail.es)

² Univ. Vigo, Royal Holloway Univ., ICM-CSIC, IGME, IEO, Univ. Salamanca.

RESUMEN

En el testigo MW-14-CG-86B (Golfo de Cádiz) se han analizado marcadores geoquímicos y granulométricos para detectar fluctuaciones ambientales durante el Holoceno. Los datos obtenidos sugieren que la intensidad de la *Mediterranean Outflow Water* (MOW) ha estado relacionada con pequeñas variaciones climáticas. Durante periodos relativamente cálidos y lluviosos la MOW depositó sedimentos más finos aportados fundamentalmente por la red fluvial de las zonas emergidas adyacentes. Durante los intervalos fríos y secos una intensificación de la MOW depositó sedimentos más arenosos y aumentó la contribución eólica.

INTRODUCCIÓN

En este trabajo, se presentan los datos del testigo MW14-CG-86B, obtenido en el sector oriental del Golfo de Cádiz, durante la campaña MOWER14. La hidrografía de la zona se caracteriza por la presencia de cinco masas de agua [1]. A la profundidad donde se recuperó el sondeo la *Mediterranean Outflow Water* (MOW) interactúa con la topografía del fondo. La interacción de la MOW con el talud medio del margen norte del Golfo de Cádiz es la responsable de los rasgos fisiográficos presentes en la región y de la formación de un sistema deposicional contornítico (CDS) complejo. Éste consta de cinco sectores [2]. El sondeo analizado fue obtenido en el sector 2 (*Overflow-sedimentary lobe*).

MATERIAL Y MÉTODOS

El testigo fue obtenido con un sacatestigos de gravedad en las coordenadas 35° 55,0350' N y 7° 9,2579' W, a 894 m de profundidad. Se recuperaron 66 cm de arenas limosas en la base que hacia el techo pasan a fangos arenosos de color gris verdoso.

El muestreo del testigo se realizó sistemáticamente a intervalos de 1 cm. La resolución empleada ha sido de una muestra cada 2 cm, a excepción de las transiciones entre los diferentes tramos identificados, donde la resolución ha sido de 1 cm.

Para el análisis de tamaño de grano de la muestra total y de la fracción descarboxada se utilizó un *Beckman Coulter LS 13 320* y se calcularon los parámetros granulométricos empleados comúnmente como trazadores de la velocidad de las corrientes: SS [3], UP10 [4] y la relación limo/arcilla.

Mediante XRF se obtuvieron la composición elemental, la susceptibilidad magnética y radiografías e imágenes ópticas.

El marco cronoestratigráfico se basa en dos dataciones mediante AMS14C de muestras de foraminíferos planctónicos (varias especies) procedentes de los centímetros 56 y 21.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El testigo presenta un aspecto bastante homogéneo, con tonalidades gris-verdosas en toda su longitud. Se diferencian tres tramos (Fig. 1):

1) El inferior se extiende desde la base hasta 48 cm. Presenta los valores más altos de densidad y susceptibilidad magnética. Está constituido por arena limosa con una proporción de arcilla inferior al 10%. La fracción granulométrica más abundante es la arena muy fina. En este tramo se alcanzan los valores más altos del tamaño medio de grano y UP10, así como de las relaciones limo/arcilla, Fe/Ti, Ca/Ti, K/Ti y Ca/Sr.

2) El tramo intermedio (48-16 cm) está formado por limo arenoso y posee valores intermedios de susceptibilidad magnética y densidad. Las fracciones más frecuentes son la arena muy fina (≈30%) y el limo muy grueso (15-20%). Los porcentajes de UP10 y SS y la relación limo/arcilla son muy constantes y relativamente bajos en la mitad inferior del tramo, incrementándose ligeramente hacia la mitad superior. Las relaciones Ca/Ti y Sr/Ti manifiestan un comportamiento similar.

3) Los 16 cm superficiales, constituidos por limo arenoso, presentan los valores más bajos de susceptibilidad magnética y densidad. Las fracciones más abundantes son el limo medio y la arena fina y muy fina. El análisis elemental revela que K/Ti, Ca/Ti y Sr/Ti poseen valores más elevados en la mitad inferior que en la superior.

En el momento de escribir este resumen aún no se dispone del resultado de las dataciones, si bien los sedimentos registrados corresponden con seguridad al Holoceno.

El análisis conjunto de los marcadores geoquímicos y granulométricos permite interpretar fluctuaciones en la intensidad de la MOW, la procedencia de los sedimentos y los mecanismos de aporte.

En el tramo basal se registra un evento destacable entre 59 y 50 cm. El dominio de la fracción arenosa junto con los altos valores del tamaño medio de grano, UP10 y SS en la fracción descarboxada indican una intensificación de la

MOW. A su vez, los valores más altos de las relaciones Ca/Ti y Sr/Ti en este intervalo revelan un mayor aporte biogénico. El fuerte descenso que experimenta el Ti, junto con valores relativamente bajos de K/Ti, descartan que el aporte haya tenido lugar por descargas fluviales. El registro de un pico de Zr/Ti sugiere una componente eólica notable [4]. Los datos permiten inferir un período relativamente árido, con vientos más intensos y una circulación oceánica más activa y, probablemente, mayor productividad. En trabajos previos estas condiciones se han relacionado con etapas climáticas relativamente frías [5].

Los marcadores geoquímicos del segundo tramo muestran valores bastante constantes, a excepción del K/Ti, que se incrementa hacia 34-28 cm y hacia el techo, continuando en la base del tramo superior (18-9 cm). Coinciden con el aumento de arcilla y la disminución del tamaño medio de grano, UP10 y SS. Esto conduce a interpretar una MOW menos vigorosa y un aporte fluvial mayor durante dos fases más lluviosas y con vientos menos intensos, ambas ligadas a un clima relativamente cálido.

Entre ambos intervalos lluviosos se registra otro en el que los parámetros granulométricos son ligeramente más altos, indicando una mayor velocidad de las corrientes de fondo, aunque sin llegar a los niveles registrados en el tramo basal.

En definitiva, se ha detectado una sucesión de fases climáticas que fluctúan entre momentos más áridos y con mayor actividad de la MOW y episodios más cálidos y lluviosos con la MOW menos activa. Los resultados de las dataciones permitirán relacionar estas fluctuaciones con eventos climáticos o periodos concretos. Algunos trabajos anteriores en la región [5] han invocado fluctuaciones climáticas a distintas escalas temporales, relacionadas con cambios en el régimen monzónico, la ciclicidad D/O, fluctuaciones submilenarias de Bond durante el Holoceno o variabilidad de la NAO.

AGRADECIMIENTOS

Proyecto MOWER (CTM2012-39599-C03-01-MAR).

REFERENCIAS

- 1 - Hernández-Molina F.J., Llave E., Preu, B, Ercilla G., Fontan A., Bruno M., Serra N., Gomiz J.J., Brackenridge R.E., Sierró F.J., Stow D.A.V., García M., Juan C., Sandoval N. & Arnaiz A. 2014. Contourite processes associated with the Mediterranean Outflow Water after its exit from the Strait of Gibraltar: Global and conceptual implications. *Geology*, 42:227-230.
- 2 - Hernández-Molina F.J., Llave E., Stow D.A.V., Gracia M., Somoza L., Vázquez J.T., Lobo F.J., Maestro A., Díaz del Río V., León R., Medialdea T. & Gardner J. 2006. The contourite depositional system of the Gulf of Cádiz: A sedimentary model related to the bottom current activity of the Mediterranean Outflow Water and its interaction with the continental margin. *Deep-Sea Research II*, 53:1420-1463.
- 3 - McCave I.N., Manighetti B. & Robinson S.G. 1995. Sortable Silt and fine sediment size/composition slicing: Parameters for palaeocurrent speed and palaeoceanography. *Paleoceanography*, 10:593-610.
- 4 - Frigola J., Moreno A., Cacho I., Canals M., Sierró F.J., Flores J.A. & Grimalt J.O. 2008. Evidence of abrupt changes in Western Mediterranean Deep Water circulation during the last 50 kyr: A high-resolution marine record from the Balearic Sea. *Quat. Internat.* 181:88-104.
- 5 - Rodrigo-Gámiz M., Martínez-Ruiz F., Jiménez-Espejo F.J., Gallego-Torres D., Nieto-Moreno V., Romero O. & Ariztegui D. 2011. Impact of climate variability in the western Mediterranean during the last 20,000 years: oceanic and atmospheric responses. *Quat. Sci Reviews*, 30: 2018-2034.

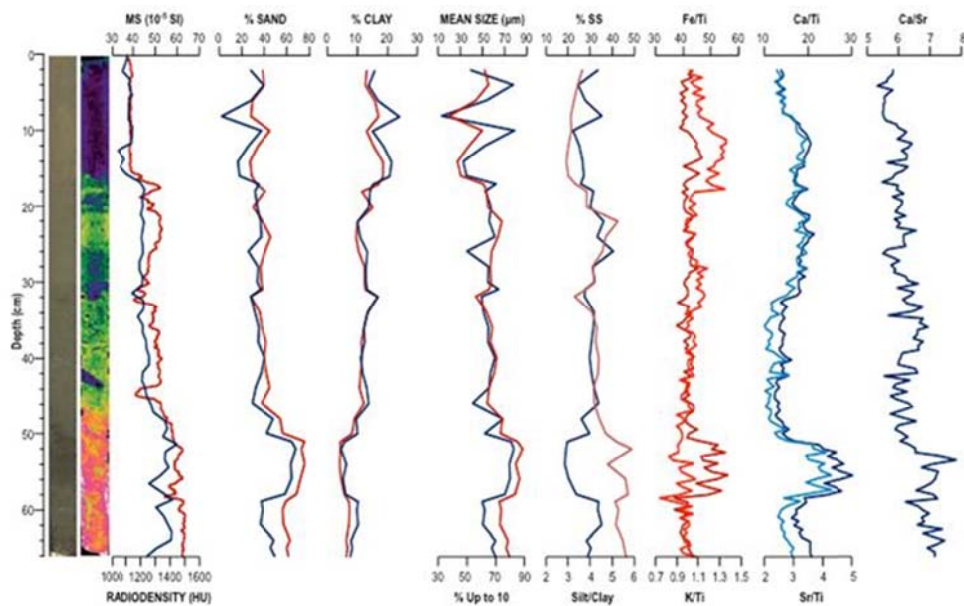


Fig. 1. Imágenes óptica y de rayos X y principales marcadores utilizados en este trabajo. A: Susceptibilidad magnética (azul) y radiodensidad (rojo); B: % de arena; C: % de arcilla (muestra total, rojo; descarbonatada, azul). En muestra descarbonatada: tamaño medio de grano (rojo). UP10 (azul); SS (rojo), limo/arcilla (azul); Abundancia (/Ti) de los elementos más significativos (Fe en rojo oscuro, K en rojo claro, Ca en azul oscuro y Sr en azul claro). Relación Ca/Sr.

Influence of upwelling on coastal warming along Java and La Guajira coasts

Rubén Varela¹, Fran Santos^{1,2}, Moncho Gómez-Gesteira¹ & Inés Álvarez^{1,2}

¹ Ephyslab, Environmental Physics Laboratory, Facultad de Ciencias, Universidad de Vigo, 32004 Ourense, Spain

² CESAM, Departamento de Física, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal

ABSTRACT

Several studies over the last years highlighted a general upward trend in terms of SST affecting the oceans due to the climate change of the recent decades. However, some coastal areas have shown a coastal warming rate smaller than observed at ocean locations. These differences between coast and ocean were linked to the strengthening of coastal upwelling by several researchers. La Guajira upwelling System has shown a moderate cooling in agreement with an upwelling increase over the last three decades (1982-2015). Nevertheless, the south coast of Java has shown a different behavior. A small coastal warming was detected from July to October, which was even reversed from August to September. A decreasing upwelling trend was also identified over these months for the entire coast, indicating that upwelling seems to influence coastal temperature even though the detected decreasing trend.

INTRODUCTION

Climate change is causing an increase in the global temperature of the oceans [1]. Recently, Lima and Wethey [1] found that 71% of the world's coastlines have been significantly warming and that rates of change have been highly heterogeneous in both space and season. In addition, several authors have described differences between warming rates at coastal and ocean locations in different coastal upwelling systems [2-5]. These differences were linked to the strengthening of coastal upwelling [6].

These results suggest that upwelling is acting as a moderator of SST increase in the upwelling coastal locations showing the importance of focus the studies in local areas where upwelling is also an important forcing as Java or La Guajira.

The goal of this study was to analyze the influence of upwelling on SST in the last three decades of strong climate change (1982-2015) along the south coast of Java and La Guajira. For that purpose, differences in the warming rates between coastal and oceanic locations were characterized. Upwelling trends were also analyzed over this period.

MATERIAL & METHODS

Wind data were acquired from the NCEP CFSR database at <http://rda.ucar.edu/pub/cfsr.html> developed by the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Data were obtained from the NOAA National Operational Model Archive and Distribution System, which is supported by the NOAA National Climatic Data Center. Spatial resolution is 0.3°×0.3° from January 1982 to April 2011 and 0.2°×0.2° from then on. Wind data were used to calculate the Ekman transport and then UI which is defined

as the Ekman transport component in the direction perpendicular to the shoreline as follows:

$$UI = -\sin\left(\theta - \frac{\pi}{2}\right)Q_x + \cos\left(\theta - \frac{\pi}{2}\right)Q_y$$

Daily SST values were retrieved from NOAA OI1/4 Degree Daily SST data provided by NOAA's National Climatic data Center. Spatial resolution is 0.25° × 0.25° from 1982 to 2015.

RESULTS & DISCUSSION

La Guajira upwelling system shows a moderate cooling (~ -0.05 °C dec⁻¹) for the months with strong upwelling (JFM) in contrast with the positive trend observed at adjacent ocean locations (Fig. 1). The Java upwelling system (Fig. 2) shows a similar behavior where a negligible or even negative SST trend (-0.05 °C dec⁻¹) is observed for the coastal locations over the upwelling season (JASO).

As previously mentioned, differences between coastal and ocean warming rates have been previously reported along different upwelling regions. Thus, Lemos and Sanso [2] found a difference between coast and ocean locations of 0.1°C dec⁻¹ along the western Iberian Peninsula from 1901 to 2000. Similar results were also recently obtained by Santos *et al.* [3]. For the Canary upwelling system, Santos *et al.* [4] also found differences around 0.5°C dec⁻¹ from 1982 to 2010 and along the Benguela upwelling system Santos *et al.* [5] described the existence of a difference around 0.4°C dec⁻¹ from 1970 to 2009. These differences were linked to the strengthening of coastal upwelling acting as a moderator of SST increase.

Upwelling trends were also calculated along La Guajira and Java upwelling systems considering several coastal points. The first system shows positive rates of upwelling about $0.04 \text{ m}^2\text{s}^{-1}\text{dec}^{-1}$ during winter months which is in good agreement with the SST trends. Along the Java coast a different pattern is observed with decreasing upwelling trends for the entire coast. This behavior is opposed to that observed in other upwelling regions as Benguela, Canary or La Guajira upwelling systems where a moderate coastal warming, or even cooling, was linked to the strengthening of coastal upwelling. Here, the mere presence of upwelling is enough to modify the warming rate observed at the adjacent ocean. This is possibly linked to subsurface water upwelled along the coast from lower depths while offshore water has a longer time residence in the surface of the ocean.

In conclusion, these results suggest a role of upwelling as moderator of general SST increase in coasts affected by this mechanism generating different warming rates between coast and ocean. This effect has been usually linked to upwelling increased trends. Nevertheless, in the case of south Java coast, the different warming rate between coast and ocean was also observed under upwelling decreasing trends. Thus, the mere presence of upwelling is enough to modify the warming rate observed at the adjacent ocean.

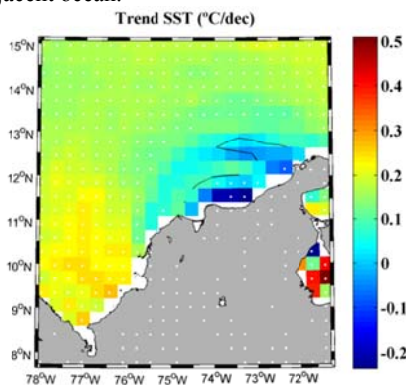


Fig. 1. SST trends for the upwelling season (JFM) ($^{\circ}\text{C dec}^{-1}$) calculated for the period 1982 to 2015 using OISST $\frac{1}{4}$ database for La Guajira upwelling system.

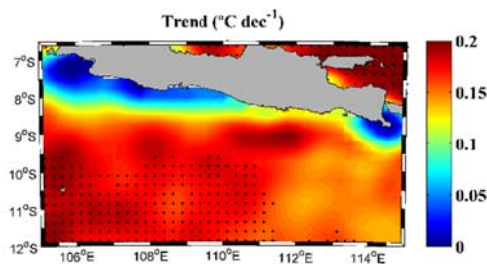


Fig. 2. SST trends for the upwelling season (JASO) ($^{\circ}\text{C dec}^{-1}$) calculated for the period 1982 to 2015 using OISST $\frac{1}{4}$ database for the south Java coast.

ACKNOWLEDGMENT

This research was partially supported by a Pre-doctoral grant of the first author from the University of Vigo. Was also supported by Xunta de Galicia, under projects GRC-2013-001 “Programa de Consolidación e Estructuración de Unidades de Investigación Competitivas (Grupos de Referencia Competitiva)” co-funded by European Regional Development Fund (FEDER). The Portuguese Science Foundation (FCT) partially supported this research through a Post-doctoral grant of the second author and through the project Pest.

REFERENCES

- 1 - Lima FP, and Wetthey DS, 2012. Three decades of high-resolution coastal sea surface temperatures reveal more than warming. *Nature Commun.*, 3: 704
- 2 - Lemos RT, and Sansó B, 2006. Spatio-temporal variability of ocean temperature in the Portugal Current System. *J. Geophys. Res.*, 111: C04010
- 3 - Santos F, Gómez-Gesteira M, deCastro M, and Álvarez I, 2012a. Variability of coastal and ocean water temperature in the upper 700 m along the Western Iberian Peninsula from 1975 to 2006. *PLoS One*, 7(12): 1–7
- 4 - Santos F, Gómez-Gesteira M, deCastro M, and Álvarez I, 2012b. Differences in coastal and oceanic SST warming rates along the Canary Upwelling Ecosystem from 1982 to 2010. *Cont. Shelf Res.*, 47: 1–6
- 5 - Santos F, Gómez-Gesteira M, deCastro M, and Álvarez I, 2012c. Differences in coastal and oceanic SST trends due to the strengthening of coastal upwelling along the Benguela current system. *Cont. Shelf Res.*, 34: 79–86
- 6 - Varela R, Álvarez I, Santos F, deCastro M, and Gómez-Gesteira M, 2015. Has upwelling strengthened along worldwide coasts over 1982-2010? *Sci. Rep.*, 5: 1–15

Preliminary geomorphological analysis of the Tagoro Volcano underwater eruption (submarine slope of El Hierro Island)

Juan-Tomás Vázquez¹, Desirée Palomino¹, Olga Sánchez-Guillamón¹, Luis Miguel Fernández-Salas², Eugenio Fraile-Nuez³, María Gómez-Ballesteros⁴, Nieves López-González¹, Olvido Tello⁴, Pablo Lozano⁵, J. Magdalena Santana-Cassiano⁶, & Melchor González-Dávila⁶

¹ Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Málaga. Puerto pesquero S/N, 29640, Fuengirola, Málaga.

² Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Cádiz, Muelle de Levante S/N, 11006, Cádiz.

³ Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias, Vía Espaldón, 38180, Santa Cruz de Tenerife.

⁴ Instituto Español de Oceanografía. Sede Central de Madrid, C/ Corazón de María 8, 28002, Madrid.

⁵ Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, Campus Río San Pedro. 11510, Puerto Real.

⁶ Dpto. de Química, Facultad de Ciencias del Mar, Univ. Las Palmas de Gran Canaria, 35017, Las Palmas de Gran Canaria

ABSTRACT

Between October 2011 and March 2012 a submarine volcanic eruption took place at the offshore of El Hierro Island. The extensive study of the eruption and subsequent degassing process has allowed monitoring the newly generated volcanic edifice. Multibeam bathymetric has enabled building a digital high-resolution bathymetric model (grid 1x1 m). The preliminary analysis of the geomorphology of this volcanic eruption displays four main features: i) the edifice consists of a principal and a series of secondary cones distributed in NW-SE trend; ii) two escarpments NE-SW directed that partially match with inherited flanks of the previously existing valley; iii) three crests, one of them interpreted as the prolongation of a NE-SW scarp and the other as the head of gravitational instabilities of NE-SW and N-S direction at the main hill; and iv) mixed lava and dense pyroclastic flows extended from the volcanic edifice to the southwest and characterized by a high slope front, that probably represents the maximum distance reached by the main lava products.

INTRODUCTION

Between 10 October 2011, and 5 March 2012, an underwater volcanic eruption took place two nautical miles south of El Hierro Island, at the submarine slope (Fig. 1). As a result of this eruption a new submarine volcano was formed, Tagoro, which summit reached 88 m depth from the surface. This eruption was characterized by the emission of pyroclastic products of different sizes and gases into the water column. The most remarkable products were xenopumitas (xenoliths with high density of vesicles) and basaltic lava balloons [1]. The lava products were driven from the volcano in a channeled flow between the pre-existing reliefs.

The *Instituto Español de Oceanografía* (IEO) was mandated by the Government of Spain to advise the PEVOLCA (*Plan Especial de Protección Civil y Atención de Emergencias por riesgo volcánico en la Comunidad Autónoma de Canarias*) in monitoring this submarine eruption, considering their geological characteristics, seafloor modifications, physical and chemical changes taking place in the water column and its impact on the marine ecosystem, to help establish the influence of the eruption on environment and its possible interaction with human populations and socioeconomic activities. The monitoring was developed by means of the IEO cruises BIMBACHE [2, 3], and once ceased the magmatic eruption through two projects of the Spanish I+D+I Program, VULCANO and VULCANO2, and also by an IEO project (VULCANA).

The aim of this contribution is to define the major geomorphological features of volcanic origin generated as result of the Volcano Tagoro magmatic eruption and subsequent degassing process.

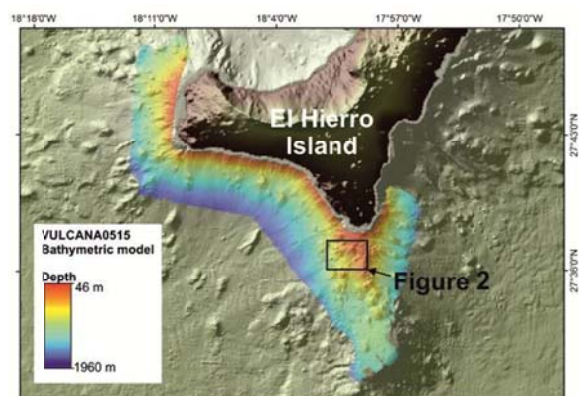


Fig. 1. Location of the study area (Figure 2 box) in the context of the VULCANA0515 cruise, at the southwestern flank of El Hierro Island.

MATERIAL & METHODS

This contribution uses the multibeam EM710 and parametric TOPAS PS18 echosounders data acquired along the VULCANA0515 cruise on board of the R/V Ángeles Alvariño. The geomorphological analysis is based on the interpretation of a bathymetric model 1x1m horizontal resolution. Software packages *Caris Hips & Sips* were used

for bathymetric process and *ArcGIS desktop* for geomorphological analysis.

RESULTS & DISCUSSION

The geological result of the volcanic eruption is the Tagoro volcano edifice on the submarine slope of El Hierro Island and some additional products ranging from 88 to more than 1500 m depth that consist of four main morphological features (Fig. 2). There is a main submarine hill rising from 400 to 88 m depth with a relatively irregular base around 1-1.3 km length, while the top is elongated in NW-SE direction. This hill consists of a quasi-circular principal cone, located in the northwestern part, and at least nine secondary cones extended towards the SSE from the main cone. This distribution could be explained in relation to a final phase of the eruption characterized by a fissural nature, probably connected with an internal NNW-SSE failure.

In the southwestern flank of the volcano, mixed lavas and high density pyroclastic flows are developed. They extend along more than 5 km length and 1500 m depth, outside of the study area (Figs. 1 & 2). This volcanic flow was channeled throughout a pre-existing valley before the eruption. This volcanic accumulation is characterized by an increase of the slope 2.5 km from the base of the hill that could correspond to the front of maximum accumulation thickness and probably with the maximum distance reached by the lava products.

Two main scarps and three crests have been observed. The scarps follow a main NE-SW trend and are relatively irregular. They have been named E1 and E2 from NW to SE, and correspond to the sides of the pre-existing valley before the eruption, although the scarp E1 move backwards to the NW as result of the eruption evolution itself [3]. The crests have been called R1, R2 and R3. R1 has a NE-SW trend and is the prolongation of the scarp E1, its arc-like shape could be related to a gravitational scar developed along the eruption and is partially fossilized by the pyroclastic rain. The R2 (NE-SW directed) and R3 (practically N-S) crests have been probably caused by the instability of the main building toward the SSE.

Finally, it is worth to mention that the pyroclastic activity has smoothed the surface of the surrounding reliefs especially to the NW of the Tagoro Volcano.

ACKNOWLEDGEMENTS

This is a contribution to the VULCANO2 (CTM2014-51837-R) and VULCANA (IEO, 2015-2017) projects and PAIDI Group RNM 386. We appreciate the cooperation and professionalism of the captain and the crew of the R/V Ángeles Alvariño.

REFERENCES

1 – Carracedo, J.C., *et al.*, 2015. The 2011-2012 submarine eruption off El Hierro, Canary Islands: New lessons in oceanic island growth and volcanic crisis management. *Earth-Science Reviews*, 150:168-200.

2 - Fraile-Nuez, E., *et al.*, 2012. The submarine volcano eruption at the island of El Hierro: Physical-chemical perturbation and biological response. *Scientific Reports*, 2, 486, DOI: 10.1038/srep00486

3 - Rivera, J., *et al.*, 2013. Construction of an oceanic island: Insights from the El Hierro (Canary Islands) 2011-2012 submarine volcanic eruption. *Geology*, 41 (3), pp. 355-358.

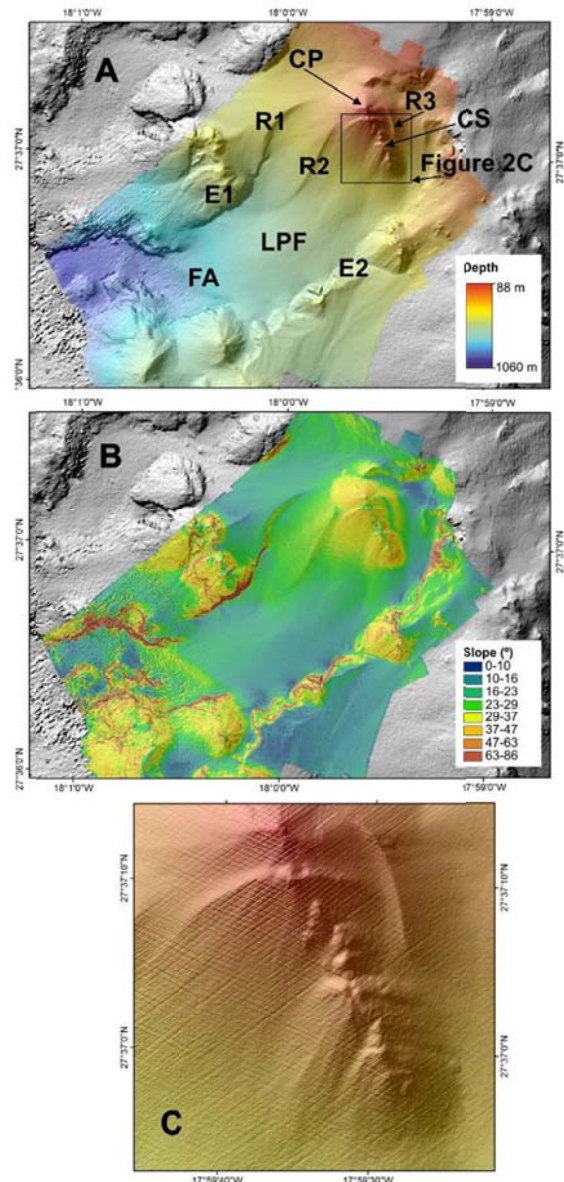


Fig. 2. Morphological features of Tagoro Volcano. A: bathymetric model; B: slope model; C: Detail of volcanic cones. CP: Principal Cone; CS: Secondary Cones; E: Scarps; LPF: Lava and dense pyroclastic flows; FA: Front of the main accumulation zone; R: Crests.

Estimación de la carga de vertidos asociada al tráfico de buques crucero en los mares de Europa

Isaias Vicente-Cera*, Javier Moreno-Andrés, Asunción Acevedo-Merino & Enrique Nebot

Dpto. Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad Ciencias del Mar y Ambientales. Universidad de Cádiz. Campus Universitario Puerto Real. 11510, Puerto Real (Cádiz). *e-mail: isaias.vicente@uca.es

RESUMEN

La actividad turística de cruceros a nivel global, ha experimentado un crecimiento exponencial en los últimos años, siendo las costas de Europa uno de los destinos más atractivos del mundo. El número de personas que viaja a bordo de estos buques los convierte en auténticas ciudades flotantes, lo que supone una nueva fuente de contaminación en los océanos. La dispersión de la información y de los datos disponibles, exige una recopilación e identificación de los impactos ambientales en este sector. En el presente estudio se ha elaborado un balance inicial en cuanto al tráfico de buques crucero en Europa, se ha estimado la carga de aguas residuales (aguas grises y negras) que esta actividad ejerce sobre los mares de Europa, así como identificado las zonas más expuestas. Se ha encontrado que los 208 cruceros que surcan aguas europeas transportan un total de 46.489.786 pasajeros anualmente, produciendo más de 13 millones de m³ de aguas residuales a bordo. Las zonas expuestas a mayor carga de vertido son las costas del mediterráneo noroccidental, las islas griegas y Canarias, el Canal de la Mancha y las ciudades de mayor tamaño del Mar Báltico.

INTRODUCCIÓN

La industria turística de cruceros ha experimentado un gran auge en los últimos años, multiplicando por cuatro el número de personas que han optado por pasar sus vacaciones a bordo de uno de estos buques, siendo las costas de Europa una de las más atractivas del mundo por su diversidad, belleza y oportunidades de turismo. La industria global de buques crucero tiene 22,2 millones de pasajeros anuales, teniendo la industria global de cruceros un valor económico para 2015 de $3,6 \cdot 10^{10}$ millones de euros; estimándose que la cifra de pasajeros aumente a 26 millones en el año 2020 [1]. Los grandes buques transportan hasta 8.000 personas, lo que los convierte en auténticas ciudades flotantes. Entre los servicios que se ofertan en estos buques se encuentran actividades que generan toneladas de residuos que, en parte, son vertidos a los mares por los que navegan. La gestión del agua ejerce un papel muy importante en el correcto funcionamiento de los cruceros, estando presente a lo largo de toda su actividad: consumo, higiene, alimentación, limpieza, actividades recreativas, etc. Por lo que es vital un suministro de agua de calidad, así como una buena gestión de las aguas residuales [2]. La legislación internacional para el tratamiento y vertido de estos residuos (Convenio MARPOL 73/78, Anexo 4) no regula de forma específica las actividades de estos cruceros, por lo que grandes cantidades de vertidos líquidos acaban en las aguas que navegan sin apenas tratamiento. Según este convenio, los cruceros pueden verter restos orgánicos y aguas sin tratar cuando se encuentran a más de cuatro millas de la costa y fuera de zonas sensibles (mares Mediterráneo, Báltico, Rojo, Negro y del Norte). El objetivo principal de este estudio es definir el estado actual del tráfico de buques crucero en aguas europeas, para, en base a ello, estimar la

carga de vertidos producidos en éstos y las zonas más expuestas.

MATERIAL Y MÉTODOS

El sistema de identificación automática (AIS), por el cual los buques emiten su posición, resulta útil a la hora de estudiar el tráfico global de cruceros y se ha demostrado como una importante fuente de datos para el estudio del tráfico marítimo, así como un método efectivo para ayudar a la toma de decisiones en la vigilancia marítima [3, 4]. En este estudio se ha utilizado una base de datos con posiciones AIS (GPS WGS84) cada 12 h para todos los cruceros del mundo en el año 2015 (162.990 registros). A partir de la bibliografía, se han obtenido datos promedio de generación de aguas grises y negras [5, 6, 7, 8]. La combinación de estos datos nos permite vincular el tráfico de buques crucero con su generación de residuos, detectando aquellas zonas expuestas a una mayor carga de vertido. A partir de los datos anteriores y utilizando sistemas de información geográfica (SIG) se ha representado la carga de aguas residuales que soportan los mares de Europa, siendo esta carga el sumatorio del volumen total de agua residual generada (personas a bordo * agua residual generada (L·día⁻¹·persona⁻¹)) por buques crucero en un punto dado. Se ha calculado el volumen de agua residual que puede producir la flota de buques crucero que navegan en aguas europeas suponiendo ocupación completa. Este valor, multiplicado por el número de horas de navegación·año⁻¹ resulta en el volumen total anual de aguas residuales que genera la flota de buques crucero que navega en aguas europeas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El intenso tráfico de buques crucero al que están sometidas las costas europeas se hace patente observando los resultados obtenidos a partir de los datos AIS (Fig. 1).

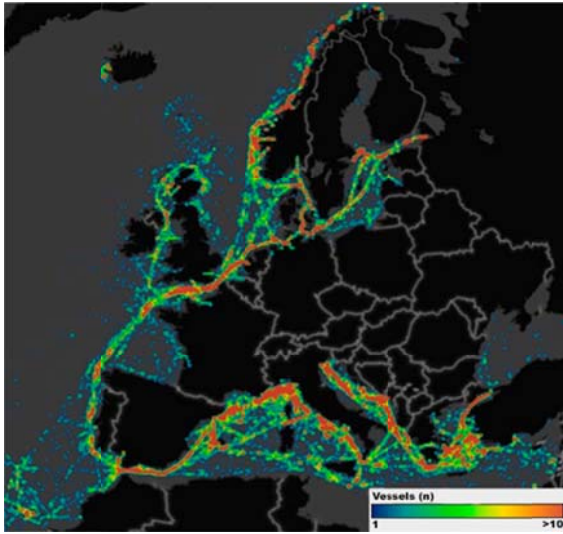


Fig. 1. Tráfico de buques crucero expresado en nº de buques.

Las costas del Mediterráneo norte, las islas Canarias, Madeira e Islandia son destinos frecuentemente visitados. Destaca el intenso tráfico del Canal de la Mancha en su paso hacia el Mar del Norte donde la actividad también es intensa, desembocando tanto en los fiordos noruegos como en los destinos del Mar Báltico. No obstante, existe una gran variabilidad en cuanto al número de pasajeros (desde 268 hasta 7.784). Teniendo en cuenta que el consumo medio de agua a bordo de un crucero es de 190-230 L·día⁻¹·persona⁻¹ y se generan 31,79 L·día⁻¹·persona⁻¹ de aguas negras y 169,64 L·día⁻¹·persona⁻¹ de aguas grises; cuando se calculan las aguas residuales generadas en estos buques encontramos zonas especialmente expuestas debido a la alta concentración de pasajeros (Fig. 2), ya que, aunque el tráfico de cruceros es intenso en todas las costas europeas, no en todas viajan la misma cantidad de personas.

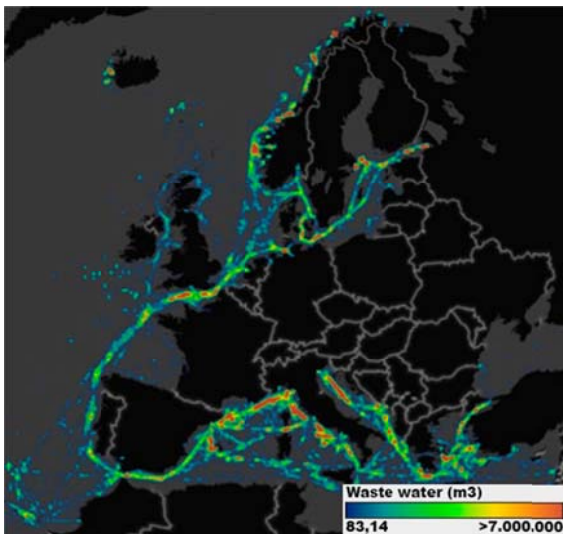


Fig. 2. Carga de agua residual generada por buques crucero.

Las mayores cargas de vertido se observan en las costas del mediterráneo con mayor atractivo turístico (Mar de Alborán, Costa Dorada, suroeste francés, costas italianas y las islas griegas). Las Islas Canarias también destacan, así como el Canal de la Mancha, Estocolmo y San Petersburgo. Los fiordos noruegos están menos expuestos debido a que las dimensiones de los buques que los navegan son reducidas y alojan menos pasajeros por viaje. Atendiendo a los grandes números observados (Tabla 1) del análisis de los datos AIS y de las aguas residuales, se hace necesario un estudio científico en profundidad que analice no solo las zonas más afectadas, sino también los impactos ambientales asociados con esta actividad en el caso concreto de las zonas más sensibles. Ofreciendo soluciones objetivas al problema y mejoras integradas en el tratamiento de los residuos que se generan a bordo, se puede remediar en la medida de lo posible su impacto en el medio marino, permitiendo un desarrollo responsable del turismo de cruceros, ya que, como se ha observado, es de gran interés para la actividad turística mundial.

Tabla 1. Datos relevantes en Europa industria de cruceros.

Buques crucero (n)	208
Capacidad pasajeros (n)	302.198
Pasajeros transportados (p·año⁻¹)	46.489.786
Horas de navegación (h·año⁻¹)	793.215.1539
Aguas grises (m³·año⁻¹)	11.202.830,85
Aguas negras (m³·año⁻¹)	2.099.375,10
Aguas residuales (m³·año⁻¹)	13.302.205,96
Nº de escalas	29.089
Km recorridos	13.302.205,96

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio se enmarca dentro del proyecto AVANTE (Ref: CTM2014- 52116-R), concedido por el Ministerio de Economía y Competitividad dentro del programa estatal de I+D+i convocatoria 2014.

REFERENCIAS

- 1 - Cruise Market Watch (2014). cruisemarketwatch.com (visitado 07/03/2016).
- 2 - Mouchtouri, V. A., Bartlett, C. L., Diskin, A., & Hadjichristodoulou, C. (2012). Water Safety Plan on cruise ships: A promising tool to prevent waterborne diseases. *Science of the Total Environment*, 429, 199-205.
- 3 - Silveira, P. A. M., Teixeira, A. P., & Soares, C. G. (2013). Use of AIS Data to Characterise Marine Traffic Patterns and Ship Collision Risk off the Coast of Portugal. *The Journal of Navigation*, 66, 879-898.
- 4 - Zhao, Z., Ji, K., Xing, X., Zou, H., & Zhou, S. (2014). Ship Surveillance by Integration of Space-borne SAR and AIS - Further Research. *The Journal of Navigation*, 67, 295-309.
- 5 - Royal Caribbean Cruises (2012). Stewardship Report.
- 6 - United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2011). Graywater Discharges from Vessels. EPA-800-R-11-001
- 7 - The Ocean Conservancy (2002). Cruise Control. A report on how cruise ships affect the marine environment.
- 8 - Hänninen, S. & Sassi, J. (2009). Estimated nutrient load from waste waters originating from ships in the Baltic Sea area-Updated 2009. NO VTT-R-07396-08.

Internal wave activity and its role on mixing, nutrient supply and phytoplankton community structure during spring and neap tides in the Ría de Vigo (NW Iberian Peninsula)

Marina Villamaña^{1*}, Beatriz Mouriño-Carballido¹, Emilio Maraño¹, Pedro Cermeño², Paloma Chouciño¹, José C.B. da Silva³, Patricio A. Díaz⁴, Bieito Fernández-Castro¹, Miguel Gilcoto⁵, Rocío Graña⁵, Mikel Latasa⁶, Jorge M. Magalhaes³, José Luis Otero-Ferrer¹, Beatriz Reguera⁴, Renate Scharek⁶

¹Departamento de Ecoloxía e Bioloxía Animal, Universidade de Vigo, 36310, Vigo, Spain.

²Institut de Ciències del Mar, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49, E-08003, Barcelona, Spain.

³Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território, Universidade do Porto, Rua do Campo Alegre 687, 4169-007, Porto, Portugal.

⁴Centro Oceanográfico de Vigo, Instituto Español de Oceanografía (IEO), Subida a Radio Faro 50, 36390 Vigo, Spain.

⁵Instituto de Investigaciones Mariñas, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Eduardo Cabello 6, 36208 Vigo, Spain.

⁶Centro Oceanográfico de Gijón, Instituto Español de Oceanografía (IEO), Avda. Príncipe de Asturias, 70 bis, 33212, Gijón, Spain.

ABSTRACT

Despite the evidences of internal wave activity in the NW Iberia upwelling region, their action and role on nutrient supply dynamics and phytoplankton community structure remain unexplored. By using a multidisciplinary approach combining the analysis of Synthetic Aperture Radar (SAR) images and field observations collected in the outer part of the Ría de Vigo (NW Iberian Peninsula), we characterized the internal wave activity during spring and neap tides, their influence on mixing and nutrient supply dynamics, and their role on phytoplankton size-structure and composition. SAR images acquired during the summer months of the 2008-2011 period, revealed that internal waves were more energetic during spring than neap tides, and that the most energetic packets occurred close to the 100 and 150 m isobaths. The intensive sampling carried out in summer 2013, including continuous measurements of microstructure turbulence and sampling for inorganic nutrient concentration and phytoplankton size-structure and composition, showed that turbulence and mixing levels were higher during spring than neap tides. As a result of increased mixing levels, nitrate diffusive input into the euphotic layer was approximately 4-fold higher ($35 \pm 89 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) during spring tides. This nitrate input could represent an important fertilizing mechanism during spring tides and summer stratification periods to explain the continuous dominance of large-sized phytoplankton during the upwelling favorable season.

INTRODUCTION

During spring-summer months (April to September) the NW Iberia is characterized by intense and intermittent upwelling pulses [1]. In addition, during the upwelling season the surface layer is characterized by high thermal stratification, which is favorable for internal wave activity and propagation. Enhanced mixing associated with internal waves dissipation increase vertical nutrient transport, which supports horizontal and vertical gradients in phytoplankton community structure with important implications for fisheries and the export of particulate organic carbon [2,3].

A multidisciplinary approach comprising the analysis of SAR images and the intensive sampling of physical, chemical and biological variables was carried out in the outer part of the Ría de Vigo in summer 2013 with the following goals: 1) to characterize the internal wave activity, 2) to quantify mixing levels and nutrient supply

into the photic zone, and 3) to describe the size-structure and composition of the phytoplankton community during spring and neap tides.

MATERIAL & METHODS

A selection of 20 SAR images (8 ERS1&2-SAR images and 12 Envisat-ASAR in Precision Image mode) acquired during the summer months from 2008 to 2011 on the shelf off the Ría de Vigo, was used to calculate a proxy for the energy of the internal wave packets (E^*) for spring and neap tides [4,5]. Two cruises were conducted on board the R/V Mytilus in the outer part of the Ría de Vigo (42.174°N, 8.890°W) during spring (20-21 August 2013, CHAOS1) and neap (27-28 August 2013, CHAOS2) tides (Figure 1).

An intensive sampling (yo-yo) of measurements of microstructure turbulence by using a microstructure profiler (MSS), was carried out covering two complete

semi-diurnal tidal cycles (ca. 25 hours). Water samples were collected for the determination of inorganic nutrient concentration and phytoplankton size-structure and composition.

RESULTS & DISCUSSION

The proxy for internal wave energy revealed that, during the summer months of the 2008-2011 period, internal waves packets were more energetic during spring ($E^*=22.74$) than neap tides ($E^*=10.16$). The most energetic packets were located, both during spring and neap tides, close to the 100 and 150 m isobaths over the shelf.

The cruises conducted in August 2013 sampled different upwelling conditions, covering a transitional period from relaxation-stratification (CHAOS1, spring tides) to upwelling conditions (CHAOS2, neap tides). Larger vertical displacements of the isotherms, as well as increased mixing levels at intermediate depths, suggest that internal wave activity was higher during spring tides (Fig. 2).

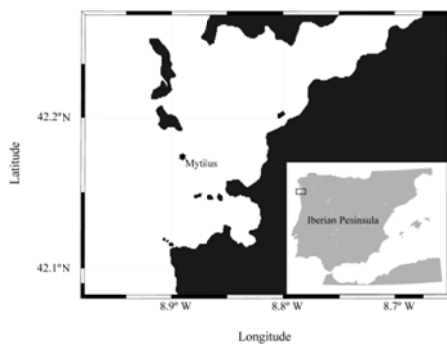


Fig. 1. Map showing the position of the intensive observations carried out on board the R/V Mytilus (42.174°N - 8.890°W) in the outer part of the Ría de Vigo in summer 2013.

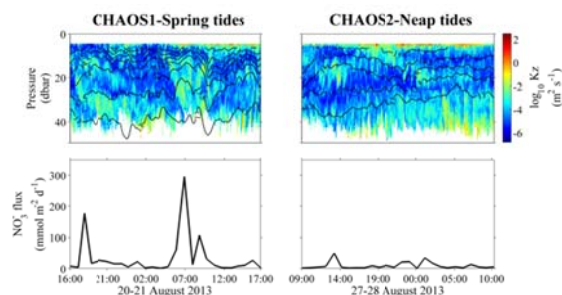


Fig. 2. Temporal variability of vertical diffusivity (K_z) and nitrate diffusive flux computed during spring tides (CHAOS1) and neap tides (CHAOS2). Isotherms are superimposed on the K_z distribution.

As a consequence, the averaged nitrate diffusive flux computed during spring tides ($3.5 \pm 89 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) was almost four times higher than during neap tides ($9 \pm 12 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Although microphytoplankton ($>20 \mu\text{m}$) cells dominated the phytoplankton community in both cruises, the species composition was significantly different. In CHAOS1, when the water column was stratified, small-sized diatoms such as *Chaetoceros socialis* and small-sized *Chaetoceros* spp. were more abundant. These species were replaced by larger ones (medium and large *Chaetoceros* spp.) one week later when an intense upwelling pulse occurred during CHAOS2.

Our results indicate that, especially during spring tides and stratification conditions, enhanced mixing driven by internal waves could represent an important fertilizing mechanism which could contribute to explain the continuous dominance of large-sized phytoplankton during the upwelling favorable season.

ACKNOWLEDGMENTS

Funding for this study was provided by the Spanish Ministry of Science and Innovation under the research project CTM2012-30680 to B. Mouriño-Carballido. M. Villamaña thanks the Spanish Ministry of Education, Culture and Sports for a FPU (FPU014/05385) grant.

REFERENCES

- 1 - F. Fraga, "Upwelling off the Galician Coast, Northwest Spain," *Coast. Estuarines Sci.*, vol. 1, no. 1974, 1981.
- 2 - J. Sharples, J. F. Tweddle, J. A. M. Green, M. R. Palmer, Y.-N. Kim, A. E. Hickman, P. M. Holligan, C. M. Moore, T. P. Rippeth, J. H. H. Simpson, and V. Krivtsov, "Spring-neap modulation of internal tide mixing and vertical nitrate fluxes at a shelf edge in summer," *Limnol. Oceanogr.*, vol. 52, no. 5, pp. 1735–1747, 2007.
- 3 - A. J. Lucas, P. J. S. Franks, and C. L. Dupont, "Horizontal internal-tide fluxes support elevated phytoplankton productivity over the inner continental shelf," *Limnol. Oceanogr. Fluids Environ.*, vol. 1, pp. 56–74, 2011.
- 4 - A. L. New and J. C. B. da Silva, "Remote-sensing evidence for the local generation of internal soliton packets in the central Bay of Biscay," *Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.*, vol. 49, no. 5, pp. 915–934, 2002.
- 5 - J. M. Magalhaes and J. C. B. da Silva, "SAR observations of internal solitary waves generated at the Estremadura Promontory off the west Iberian coast," *Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.*, vol. 69, pp. 12–24, 2012.

Efecto de la actividad antrópica sobre las poblaciones de poliquetos en la laguna del Mar Menor

Helena Vives Arias, Francisca Giménez Casalduero & Yoana del Pilar Ruso

Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada de la Universidad de Alicante.

RESUMEN

La laguna del Mar Menor presenta un alto valor ecológico y, pese a ello está sometida a impactos antrópicos. Se estudió la estructura de los poblamientos de poliquetos asociados a diferentes tipos de presiones (materia orgánica y metales pesados), con el fin de identificar posibles diferencias asociadas a los impactos. Se recogieron muestras de sedimentos y de fauna bentónica en dos épocas del año de tres localidades de la laguna representativa de ambos impactos y una zona control. La caracterización del sedimento se realizó utilizando granulometría y materia orgánica, como representación de la comunidad infaunal se utilizan el taxón polychaeta. Se utilizaron análisis univariantes y multivariantes para analizar los datos obtenidos. Los resultados indican que no existen diferencias significativas interanuales en la estructura de las comunidades, por el contrario, si existen diferencias significativas en la estructura de la comunidad de las diferentes localidades en función del tipo de impacto.

INTRODUCCIÓN

El Mar Menor es una laguna costera hipersalina (42% y 47%) situada en la comunidad autónoma de la Región de Murcia. Presenta un alto valor ecológico y se encuentra bajo diversas figuras de protección [1]. A pesar de ello, es un área que está sometida a numerosas presiones antrópicas, entre ellas, la contaminación por metales pesados y vertidos agrícolas. La contaminación por metales pesados tiene su origen en la importante actividad minera que existía en la Sierra de Cartagena. Y, aunque esta actividad cesó hace décadas continúan llegando metales a la laguna a través de las ramblas. En cuanto a la contaminación por materia orgánica, tiene su origen en las actividades agrícolas principalmente. La rambla del Albuñón constituye el principal aporte de materia orgánica en la laguna.

Es importante la utilización de bioindicadores como herramientas para la detección y seguimiento de los impactos. Los poliquetos son uno de los grupos taxonómicos dominantes de los fondos blandos, con organismos sensibles y tolerantes a distintos tipos de perturbación [2], por lo que cualquier impacto en el medio marino que provoque un cambio en la comunidad puede ser identificado [3].

MATERIAL Y MÉTODOS

Se analizaron tres localidades: San Pedro, considerada la localidad control; la rambla del Albuñón, con aportes de materia orgánica procedentes de residuos agrícolas y la rambla del Beal, que presenta impacto por metales pesados procedentes de sedimentos residuales mineros. Se repitió el muestreo en dos épocas año con la finalidad de detectar variaciones temporales.

Los sedimentos fueron recogidos mediante un corer de 4 x 25 cm. A partir de estas muestras se midió el pH, una

pequeña parte de ellas se destinó para analizar el porcentaje de materia orgánica y el resto de la muestra fue utilizada para hacer el análisis granulométrico [11]. Los datos de los metales pesados se obtuvieron de un trabajo previo [4].

Para las muestras de fauna bentónicas se recogieron tres réplicas por sitio mediante un corer de 11x15 cm. Se utilizó un tamiz, de 500µm de luz de malla, para la separación de los organismos. Numerosos estudios muestran la capacidad de detectar cambios en las comunidades bentónicas estudiando los poliquetos a altos niveles taxonómicos [5].

Para detectar posibles diferencias entre las distintas localidades para la abundancia, diversidad y riqueza de poliquetos, se utilizó un análisis de la varianza ANOVA [6], con tres factores, dos fijos: época con dos niveles (invierno y verano); y localidad con tres niveles (San Pedro, Albuñón y Beal), Mientras que sitio se consideraba un factor anidado a localidad con dos niveles (sitio 1 y sitio 2), y con tres réplicas cada uno. La heterogeneidad de varianzas se comprobó utilizando el test de Cochran.

Los análisis multivariantes se realizaron con el paquete estadístico PRIMER [7]. Se realizó un CLUSTER a partir de la matriz de coeficientes de similitud de Bray-Curtis, aplicado a las abundancias de poliquetos; para ver como se agrupaban las muestras de las familias de poliquetos según el nivel de similitud y se obtuvo una representación gráfica de las muestras (MDS). Se utilizó el análisis SIMPER para identificar los taxones implicados en la similitud, así como en la disimilitud entre localidades. Para evaluar las variables ambientales que influían en la distribución de las muestras se aplicó un análisis de los componentes principales (PCA).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se analizó un total de 36 muestras de fauna donde se encontraron 4.381 individuos agrupados en 19 familias de poliquetos (82,63% del total de la fauna). No se detectan diferencias significativas entre épocas para las variables abundancia ($p=0.08$), diversidad ($p=0.16$) y riqueza ($p=0.12$). Se detectan diferencias significativas para la diversidad entre localidades ($p=0.04$). Aunque no en la abundancia ($p=0.15$), entre localidades se observa un cierto incremento en el Albuñón; localidad con valores bajos de diversidad. Esto puede ser debido al impacto que sufre esta zona de la laguna por el aporte de materia orgánica. Este tipo de impacto hace que aumente la abundancia de unas pocas familias tolerantes a este tipo de contaminación como son Capitellidae, Paraonidae y Spionidae (SIMPER); familias que tradicionalmente se han identificado como indicadores de materia orgánica, y disminuyan o desaparezcan las más sensibles, como Syllidae, que es característica de zonas poco alteradas [8] lo que conlleva una disminución de la diversidad. Esta localidad se caracteriza por un alto contenido de materia orgánica y mayor presencia de fangos a excepción, del sitio 1; probablemente por la presencia a la desembocadura de la rambla del Albuñón, con una entrada continua por lluvias torrenciales que favorece el lavado de los sedimentos. Por el contrario, en la zona de San Pedro, caracterizada como zona de arenas finas, así como la ausencia de impactos, permanecen las familias más sensibles a la contaminación orgánica (Syllidae); pudiendo cohabitar un mayor número de familias de poliquetos. Cabe destacar la presencia de la especie invasora *Branchiomma bairdi*. El Beal muestra valores intermedios de abundancia y diversidad respecto a las otras dos localidades. Se observan familias presentes en la zona control (Syllidae), como familias que aparecen en la zona contaminada por materia orgánica (Capitellidae y Spionidae). Esto es debido a que hay una sinergia de impactos, con materia orgánica, procedente de la actividad agrícola intensa; como metales pesados, derivados de la actividad minera.

Tanto en el Albuñón como en el Beal se identificó en la familia Spionidae el género *Polydora* sp, característico de zonas con aportes de materia orgánica. Su presencia en el Beal puede sugerir la posibilidad de que sean organismos tolerantes a metales pesados. Por otro lado, destaca la abundancia de la familia Cirratulidae, lo que podría indicar que se trata de una familia tolerante a los metales pesados. Algunos estudios han obtenido resultados de resistencia a altas concentraciones de cobre e indican su tolerancia a un amplio rango de condiciones ambientales [9].

Al analizar la estructura de las poblaciones se observa una agrupación por localidades (Fig. 1).

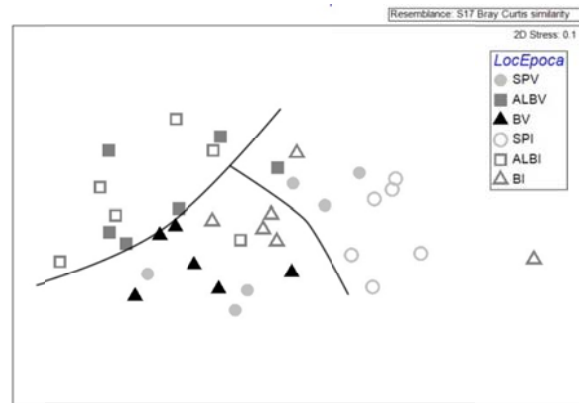


Fig.1. Representación del patrón de distribución del poblamiento de poliquetos (MDS). (SP: San Pedro, ALB: Albuñón, B: Beal, V: Verano, I: Invierno)

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la colaboración de Marina Gomariz y Raquel Serrano Corado en la recogida de muestras.

REFERENCIAS

- 1- Marín-Guirao, L., Lloret, J., & Marin, A. (2008). Carbon and nitrogen stable isotopes and metal concentration in food webs from a mining-impacted coastal lagoon. *Science of the Total Environment*, 393(1), 118-130.
- 2 - Pocklington, P., & Wells, P. G. (1992). Polychaetes key taxa for marine environmental quality monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 24(12), 593-598
- 3 - Grassle, J. F., & Grassle, J. P. (1974). Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. *Journal of Marine Research*, (2).
- 4 - Serrano-Corado, R., (2015). Evaluación del arribazón de la fanerógama marina *Cymodocea nodosa* para la remediación del sedimento marino contaminado por metales pesados en la laguna del Mar Menor. Tesis de master inédita. Universidad de Alicante, España.
- 5 - De Biasi, A. M., Bianchi, C. N., & Morri, C. (2003). Analysis of macrobenthic communities at different taxonomic levels: an example from an estuarine environment in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58(1), 99-106.
- 6 - Underwood, A. J. (1981). Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanography and marine biology: an annual review*.
- 7 - Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2006). User manual/tutorial. *PRIMER-E Ltd., Plymouth*, 93.
- 8 - Giménez-Casalduero, F., Rodríguez-Ruiz, S., Vivas, M., & Ramos Esplá, A. A. (2001). Variaciones de las características estructurales de la comunidad de poliquetos asociada a dos fondos de maerl del litoral alicantino (sudeste de la península Ibérica). *Boletín. Instituto Español de Oceanografía*, 17(1 y 2), 191-201.
- 9 - Gerlinger, K., Erosionsprozesse auf Lößböden: Experimente und Modellierung, *Mitt. Inst. Wasserbau Kulturtech.*, 194, 302, 1997.



 Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

 UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS
DE GRAN CANARIA


UCA
Universidad
de Cádiz


UNIVERSITAT DE
BARCELONA

 Universidad
Católica
de Valencia
San Vicente Mártir


UNIVERSIDADE
DE VIGO