

MEDITERRANEA. SERIE DE ESTUDIOS BIOLÓGICOS.
2011 ÉPOCA II. NÚMERO ESPECIAL

COMITÉ EDITORIAL:

G.U. Caravello

S.G. Conard

A. Farina

L. Taïqui

J.L. Sánchez

P. Sánchez

J. Bayle



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Con la colaboración de:



Fundación Biodiversidad

COMITÉ CIENTÍFICO:

S. G. CONARD. USDA Forest Service. Riverside. U.S.A.
A. FARINA. Lab. Ecología del Paisaje. Museo Historia Natural. Aulla. Italia.
A. FERCHICHI. I.R.A. Medenine. Túnez.
G.U.CARAVELLO. Istituto di Igiene. Università di Padova. Italia.
L. TAÏQUI. Université Abdelmalek Essaâdi. Tetuán. Marruecos.

COMITÉ EDITORIAL:

V. Peiró, J. Martín, A.Pastor-López, E. Seva.

DIRECCIÓN:

Eduardo Seva. Dep. Ecología. Fac. de Ciencias. Universidad de Alicante.

SECRETARÍA:

Victoriano Peiró (V.peiro@ua.es). Dep. Ecología. Universidad de Alicante.

EDITA:

Servicio de Publicaciones. Universidad de Alicante.
<http://publicaciones.ua.es>

CORRESPONDENCIA:

Departamento de Ecología. Fac. de Ciencias. Universidad de Alicante.
Ap. 99 - 03080 Alicante. España.
Teléfono de Secretaría: +34965903400, ext 2255
Fax: Rev. Mediterránea. Dep. Ecología. 96/5903464

I.S.S.N.: 0210-5004
Depósito Legal: A-1059-1984

Edición electrónica:



Notas para los autores

Los trabajos versarán sobre aspectos de ecología, recursos naturales, paisaje, gestión ambiental, en los ecosistemas de bioma mediterráneo.

Los manuscritos mecanografiados a doble espacio y por una sola cara se enviarán a la dirección del **Departamento de Ecología de la Universidad de Alicante, Ap. 99 (03080 Alicante, España) —Revista Mediterránea—**. Los autores deberán enviar original y dos copias, así como en disquette compatible en programas de tratamiento de texto WORD.

LENGUA: Redactados en español, inglés, francés o italiano.

NOMBRE DE AUTORES: Apellidos y nombres sin abreviaciones.

DIRECCIÓN: Dirección profesional (Organización, Centro de Investigación, Universidad,...) teléfono, telefax, dirección electrónica.

TÍTULO: conciso y completo, sin abreviaciones (max. 60 espacios).

RESÚMEN: Después del título, un resumen en inglés y otro en francés, de 1500 espacios como máximo, independientemente de la lengua utilizada en el texto del trabajo

PARÁGRAFOS: El manuscrito debe respetar el siguiente orden: (contenido) introducción sin título, párrafos con títulos cortos (max. 50 espacios), conclusiones, agradecimientos (si procede), referencias bibliográficas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS: Obligatorias para las publicaciones citadas en el texto, que irán en mayúscula. Las referencias de información no publicada (informes, comunicación personal...) se incluyen en el texto entre paréntesis. La bibliografía se presentará según los modelos siguientes:

GOSZ, J.R. and SHARPE, J.H. 1989. Broad-scale concepts for interactions of climate, topography, and biota and biome transitions. *Landscape Ecology* 3:229-243.

PIANKA, E. 1986. *Ecology and natural history of desert lizards*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.

GOLDSMITH, V. 1979. Coastal dunes. In: R.A. Davis (ed.), *Coastal sedimentary environments*. New York:Springer-Verlag.

CORRECCIÓN DE PRUEBAS: Será realizada por la redacción de la revista, aunque los autores deben enviar un texto muy claro y definitivo. Si se hallan deficiencias notorias en el texto, el trabajo será remitido a los autores de inmediato.

TABLAS: Cada tabla en página por separado, numeradas siguiendo el orden de aparición en el texto y llevarán leyenda. El método de escritura admitido puede ser WORD o EXCEL.

GRÁFICAS y DIBUJOS: Presentados en papel blanco no reciclado, exclusivamente en blanco y negro. Las láminas en color deberán ser costeadas por los autores. Gráficas y dibujos deben ser presentados de forma que, modificando su dimensión, no se vea modificada su comprensión. Deberán acompañar las leyendas al gráfico, suficientemente grandes e incluidas en la caja del mismo. Es obligatorio acompañar archivo en disco compatible y formato TIF o JPGE.

ILUSTRACIONES: Las fotografías, separadas del texto, con leyenda y número de orden, posición en el texto, etc.

NOTAS: Excepcionalmente se incluirán notas a pie, pero éstas deben ir en hojas separadas y debidamente numeradas.

EXTENSIÓN: El texto comprenderá una extensión de 5 (min.) a 25 (max.) páginas mecanografiadas. El número de gráficos, dibujos y fotografías debe ser proporcional al tamaño del texto.

La dirección de la revista se reserva el derecho de revisar los trabajos presentados con el fin de adaptarlos a la publicación.

<http://publicaciones.ua.es>

Notes for the authors

SUBJECTS

Ecology

Natural Resources

Landscape

Environmental Management

Manuscripts typed on duplicate on one side of the sheet only, should be sent to the magazine direction: **Mediterranea. S.E.B.Dep. Ecologia. Universidad de Alicante. Ap. 99 (03080 Alicante) Spain.** All authors are kindly requested to send their papers in writing, but namely on MS DOS/ IBM compatible disks, using WORD program. Every paper should conform to the following rules:

LANGUAGE: Spanish, English, French or Italian.

NAME OF THE AUTHORS: Preceded by the full first name without abbreviations.

ADDRESS: Institutional address of author(s) (Institutions, Research Centre, University), telephone, fax, electronic adress..

TITLE: Concise but detailed enough, without abbreviations (max. 60 strokes).

ABSTRACTS: In English and French, whatever it might be the language of the paper. The lenght should not exceed 1500 strokes.

PARAGRAPHS: Should be arranged as follows: (contents) introduction without title, paragraphs with short titles (max. 50 strokes), conclusions, acknowledgments (if required), references.

REFERENCES: Should include only publications mentioned in the text. References to unpublished informations (reports, personal communications, etc.) should be included between parentheses in the text. The bibliography should be presented in conformity with the following patterns: GOSZ, J.R. and SHARPE, J.H. 1989. Broad-scale concepts for interac-

tions of climate, topography, and biota and biome transitions. *Landscape Ecology* 3:229-243.

PIANKA, E. 1986. *Ecology and natural history of desert lizards*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.

GOLDSMITH, V. 1979. Coastal dunes. In: R.A. Davis (ed.), *Coastal sedimentary environments*. New York:Springer-Verlag.

CORRECTIONS TO THE PROOF: Will be done by the editorial staff. Authors are kindly requested to submit a clear and final paper.

TABLES: Each table should be on a separate sheet, numbered consecutively, with a legend. The writing method admitted is WORD, EXCEL..

GRAPHICS AND DRAWINGS: Separated from the text, should be lettered on white or glossy paper, in black and white in compatible disks TIF or JPGE format. They should be clearly "constructed", with sufficiently big letters within the block of the graph.

ILLUSTRATIONS: Photographs should be numbered and lettered.

NOTES: They should be numbered and referred to in the text. They should be compiled on separate sheets.

LENGHT: Preferably between 5 (min.) and 25 (max.) typed pages. The number of illustrations, tables and graphs should be proportional to the lenght of the text.

The articles are reviewed by the editorial staff to be conformed for their publication.

<http://publicaciones.ua.es>

Portada

Créditos

EDUARDO SEVA Y JOSÉ L. SÁNCHEZ

Presentación a este número especial de Mediterránea

M^a CARMEN ARROYO, DIEGO MORENO, AGUSTÍN BARRAJÓN,

ANTONIO DE LA LINDE, JOSÉ MIGUEL REMÓN,

JULIO DE LA ROSA, MANUEL FERNÁNDEZ-CASADO,

GABRIEL GÓMEZ, FRANCISCO RUIZ-GIRÁLDEZ,

M^a SOLEDAD VIVAS Y EDUARDO FERNÁNDEZ

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

Resumen

Abstract

Résumé

Introducción

Material y métodos

Resultados

Discusión

Bibliografía

Notas

JUST T. BAYLE SEMPERE

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

Título abreviado

Resumen

Abstract

Resumè

Introducción

Material y métodos

Resultados

Composición específica y variación temporal de los parámetros del poblamiento

Análisis a nivel de especies

Análisis multivariante de la variación temporal del poblamiento

Discusión

Agradecimientos

Bibliografía

Notas

BOUALEM ABDELHADI, PILAR HERNÁNDEZ Y AITOR FORCADA
**Étude de la distribution spatio-temporelle de la pêcherie
du thon rouge (*Thunnus thynnus*) en Algérie avec
l'utilisation du système d'information géographique (SIG)**

Résumé

Summary

1. Introduction

2. Matériels et méthodes

2.1. Zone d'étude

2.2. Collection des données

2.3. Traitement et approximation spatiale des données

3. Résultats

3.1. Structure de la pêcherie du thon rouge

3.2. Distribution spatio-temporelle de la production,
l'effort de pêche, CPUE

Discussion

Remerciment

Bibliographie

Notas

ÁNGELA MARÍA JARAMILLO LONDOÑO, GLORIA CANTOS,
ROMÁN PORRAS CASTELLÓ Y VICENT BENDITO DURÀ

**Composición de la dieta y estrategia alimentaria de
cinco especies de peces bentónicos de la costa de
Cullera (España)⁸**

Summary

Resumè

Introducción

Material y metodos

Resultados

Referencias

Notas

JUAN EDUARDO GUILLÉN, DAVID GRAS, GABRIEL SOLER &
ALEJANDRO TRIVIÑO

**Relationship between taxocenoses of decapod
crustaceans and characteristics of coastal detritic
bottoms in the east and southeast of the Spanish coast¹**

Summary

Résumé

Resumen

Introduction

Material and methods

Results

- Sedimentological parameters
- Species Composition
- Differentiation of sampling stations

Discussion

Acknowledgements

References

Notas

A. JURADO-RUZAFÁ, M.N. CARRASCO HENAREJOS,
V. DUQUE NOGAL, A. SANCHO RAFEL, E. HERNÁNDEZ RODRÍGUEZ,
P.J. PASCUAL ALAYÓN Y M.T. GARCÍA SANTAMARÍA

**Preliminary data on horse mackerel (*Trachurus spp*)
landings from Mauritanian waters⁰**

Abstract

Résumé

Introduction

Material and methods

- Fishing area
- Control of landings and collection of samples
- Biological data

Results

Discussion

References

Notas

M.J. OROZCO, J.L. SÁNCHEZ-LIZASO Y A.M. FERNÁNDEZ
**Capturas del dentón (*Dentex dentex*) en dos puertos del
mediterráneo ibérico²**

Abstract

Introducción

Material y métodos

Resultados

Discusión

Agradecimientos

Referencias

Notas

T. PÉREZ-TONDA, A. FORCADA Y J.L. SÁNCHEZ-LIZASO
**Evaluación de los efectos del anclaje de embarcaciones
sobre pradera de *Posidonia oceanica* (L.) en dos
localidades mediterráneas⁰**

Resumen

Abstract

Introducción

Material y métodos

Resultados

Discusión

Agradecimientos

Referencias

Notas

HUMBERTO WRIGHT-LÓPEZ, OSCAR HOLGUÍN-QUIÑONES,
JOSÉ LUÍS SÁNCHEZ-LIZASO Y YOANA DEL PILAR-RUSO
**Comparación de las macroalgas epizóicas de la
madreperla *Pinctada mazatlanica* (Hanley 1856) con
las de fondos rocosos en la bahía de La Paz, Baja
California Sur, México¹**

Resumen

Abstract

Índice

Introducción

Materiales y métodos

Resultados

Discusión

Agradecimientos

Referencias

Notas

EDUARDO SEVA Y JOSÉ L. SÁNCHEZ

**Presentación a este número especial
de Mediterránea**

Índice

Portada

Créditos

EDUARDO SEVA Y JOSÉ L. SÁNCHEZ

Presentación a este número especial de Mediterránea.....9

Presentación a este número especial de Mediterránea

SIEBM (Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina) es una conferencia con una larga tradición. Su primera edición se celebró en 1979 y se ha mantenido, aproximadamente, con una periodicidad bianual hasta ahora. Originalmente se centró sobre el bentos marino y, desde hace un par ediciones, se decidió ampliar sus objetivos a toda la biología marina para incluir otros temas relacionados. La XVI edición se celebró en la Universidad de Alicante del 6 al 10 septiembre de 2010. Uno de los puntos fuertes de este Simposio es que le da la oportunidad de interactuar a jóvenes investigadores, principalmente de España y Portugal. En la edición 2010 se pudo reunir a 268 participantes de 15 países diferentes y se centró en el estudio de los ecosistemas marinos y los impactos a los que están sometidos así como a la conservación de la biodiversidad marina.

Se realizó un particular hincapié en lo que consideramos como áreas de mayor crecimiento en la biología marina como la aplicación de la ecología del paisaje, el impacto del calentamiento global sobre los ecosistemas marinos, el enfoque ecosistémico de la ordenación de la pesca y el estudio y la conservación de los ecosistemas de profundidad. Las presentaciones orales se han dividido en 15 sesiones que incluyen tanto la investigación básica sobre la biodiversidad, filogenia o ecología marina y la investigación aplicada sobre los impactos sobre los ecosistemas marinos, la gestión, la pesca y la conservación. Estos trabajos han sido seleccionados y mejorados por un grupo de especialistas y queremos agradecerles su esfuerzo y su trabajo a conciencia. A partir de las 28 obras recibidas 13 han sido finalmente aceptadas para el volumen **34.1** de “**Animal Biodiversity and Conservation**”, mientras que otros se han seleccionado para esta revista en un número especial de **Mediterránea, Serie de Estudios Biológicos** de 2011. Desde aquí, la redacción de la Revista Mediterránea de la Universidad de Alicante, agradecemos a todos los patrocinadores que han contribuido al apoyo financiero de la conferencia y en particular a la colaboración de la Fundación Biodiversidad por su apoyo a la publicación de este número especial, así como al Comité Científico y otros colaboradores por la revisión de los resúmenes,

Presentación a este número especial de Mediterránea

la selección de las presentaciones orales y la revisión de los manuscritos.

Alicante, Septiembre de 2011

Eduardo Seva

Director de la Revista

José L. Sánchez

Editor para este Número Especial

**M^a CARMEN ARROYO, DIEGO MORENO,
AGUSTÍN BARRAJÓN, ANTONIO DE LA LINDE,
JOSÉ MIGUEL REMÓN, JULIO DE LA ROSA,
MANUEL FERNÁNDEZ-CASADO, GABRIEL
GÓMEZ, FRANCISCO RUIZ-GIRÁLDEZ,
M^a SOLEDAD VIVAS Y EDUARDO FERNÁNDEZ**

**Trabajos de seguimiento de la lapa
ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin,
1791 en Andalucía en el marco de la
Estrategia Nacional de Conservación de la
especie**

Índice

Portada	
Créditos	
Resumen	9
Abstract.....	11
Résumé.....	12
Introducción.....	13
Material y métodos.....	16
Resultados	22
Discusión	30
Bibliografía.....	39
Notas.....	46

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

M^a CARMEN ARROYO (1), DIEGO MORENO (1), AGUSTÍN BARRAJÓN (1), ANTONIO DE LA LINDE (1), JOSÉ MIGUEL REMÓN (1), JULIO DE LA ROSA (1), MANUEL FERNÁNDEZ-CASADO (1), GABRIEL GÓMEZ (1), FRANCISCO RUIZ-GIRÁLDEZ (1), M^a SOLEDAD VIVAS (1) Y EDUARDO FERNÁNDEZ (2)

Resumen

El gasterópodo marino *Patella ferruginea* se encuentra incluido en los Catálogos Español y Andaluz de Especies Amenazadas en la categoría “En peligro de extinción”. En 2008 fue aprobada la Estrategia de Conservación Nacional de la especie que establece la realización de un seguimiento de la población cada cuatro años. En Andalucía se ha realizado en

2010 el seguimiento de la especie empleando dos tipos de metodología: los “Controles de crecimiento”, mediante marcaje de ejemplares, y los “Censos exhaustivos” en “Tramos” de costa, para intentar detectar todos los individuos presentes. En el censo de 2010 se han muestreado unos 21 km de costa en 34 localidades, un 5% del litoral andaluz con presencia de la especie, lo que constituye un esfuerzo considerable, pero asumible para el control periódico de la misma. La densidad media detectada es muy baja, de 0,048 ind./m. El mayor número de individuos se encuentra en Cádiz y la población mejor estructurada en la isla de Alborán. Se estima que el tamaño actual de la población en Andalucía ronda los 1.800 ejemplares, lo que constituye un aumento con respecto a inventarios anteriores. Sin embargo, el contingente es muy reducido para garantizar la supervivencia de la especie. La categoría de protección propuesta por el Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía, “En peligro crítico” (MORENO y ARROYO, 2008), debe considerarse, por lo tanto, la más adecuada para la lapa ferruginosa siguiendo los criterios de valoración de la UICN (2001).

Palabras clave: Seguimiento, censo, marcaje, *Patella ferruginea*, especies amenazadas, Estrategia Nacional

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

Título abreviado: Primer censo de *Patella ferruginea* en Andalucía.

Abstract

The marine gastropod *Patella ferruginea* is included in both the Spanish and the Andalusian Catalogues of Threatened Species in the category “Endangered of extinction”. The National Strategy for the Conservation of the species was approved in 2008. This document states that monitoring of the population must be conducted every four years. In Andalucía, the monitoring of *Patella ferruginea* population was performed in 2010 using two different methodologies: “Growth Controls”, by marking specimens, and “Exhaustive Census” in coastal sections to detect all the individuals. The 2010 census sampled around 21 km in 34 coastal localities, representing around 5% of the Andalusian littoral with presence of the species. This was a substantial effort, but affordable for periodical monitoring. The average measured density of 0.048 ind./m was very low. The highest number of individuals was observed in Cádiz province and the best population structure in the Alboran Island. The population in Andalusia is estimated at 1.800 individuals, an increase with regard to previous inventories. However, the number of specimens is too small to guarantee the species survival. Therefore, the protection cat-

egory proposed by the Red Book of Andalusian Invertebrates, “Critically Endangered” (MORENO y ARROYO, 2008), must be considered the most appropriate for the *Patella ferruginea* following the IUCN criteria (2001).

Key words: Monitoring, census, marking, *Patella ferruginea*, endangered species, National Strategy

R3sum3

Le gastropode marin *Patella ferruginea* est inclus dans les catalogues Espagnol et Andalousien des Esp3ces Menac3es dans la cat3gorie “En Danger d’Extinction”. La Strat3gie Nationale pour la Conservation des Esp3ces, approuv3e en 2008, 3tablit que le suivi de la population doit 3tre effectu3 aux quatre ans. En Andalousie, le suivi de la population fut effectu3 en 2010 en utilisant deux m3thodologies diff3rentes: le “suivi de croissance” (marquage de sp3cimen), et le “inventaire exhaustif” de certaines sections c3ti3res pour mesurer tous les individus. L’inventaire de 2010 a 3chantillonn3 environ 21 km dans 34 localit3s c3ti3res (5% du littoral Andalousien avec pr3sence de cette esp3ce), ce qui constitue un effort consid3rable mais rend possible un suivi p3riodique. La densit3 moyenne mesur3e est tr3s basse avec seulement 0.048 ind./m. Le plus grand nombre d’individus fut observ3

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

dans la province de Cadiz et la population mieux structurée dans l'île d'Alboran. La population d'Andalousie est estimée à 1800 individus, une augmentation par rapport aux inventaires précédents mais le nombre d'individus est trop petit pour garantir la survie de l'espèce. En se basant sur les critères de IUCN (2001), la catégorie de protection proposée par le Livre Rouge des invertébrés Andalousien, "En Danger Critique d'Extinction" (Moreno y Arroyo, 2008), est la catégorie la mieux appropriée pour le *Patella ferruginea*.

Mot clés: contrôle, suivi, marquage, *Patella ferruginea*, espèce en danger, Stratégie National

Introducción

La lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 es el único invertebrado marino de las costas peninsulares españolas que se encuentra catalogado en la categoría "en peligro de extinción" en los Catálogos Español (Ley 42/2007) y Andaluz (Ley 8/2003) de Especies Amenazadas y se trata del primer animal marino en España que cuenta con una Estrategia de Conservación, aprobada en mayo de 2008 (MARM, 2008). Es una especie endémica del Mediterráneo que vive exclusivamente en la cuenca occidental y que ha ido desapareciendo progresivamente de la mayor parte de su

distribución continental europea. En la costa peninsular española sólo se encuentra en Andalucía (GRANDIFILS y VEGA, 1982; GARCÍA-GÓMEZ, 1983; LUQUE, 1986; SALAS y LUQUE, 1986; ESPINOSA et al., 2005; MORENO y ARROYO, 2008) y en Murcia, donde recientemente se han observado dos ejemplares en las islas Hormigas (ESPINOSA *et al.*, 2009). Sin embargo, las mejores poblaciones en España son las de los territorios españoles en el norte de África: las de las islas Chafarinas (APARICI-SEGUER *et al.*, 1995; TEMPLADO, 2001; TEMPLADO *et al.*, 2004; MARM, 2008), de la zona de Melilla (GONZÁLEZ-GARCÍA *et al.*, 2006; MARM, 2008) y Ceuta (GUERRA-GARCÍA *et al.*, 2004a y b; ESPINOSA, 2006; RIVERA-INGRAHAM *et al.*, 2010a).

A pesar de que *P. ferruginea* es uno de los invertebrados marinos más amenazados de Europa, existe un desconocimiento general de la especie por parte del público en general, que apenas conoce su existencia, a excepción de algunos coleccionistas para los que es un trofeo muy apreciado. El esfuerzo de seguimiento de la especie que marca la Estrategia Nacional debe contribuir a un mejor conocimiento del estado de las poblaciones y dicha información debe llegar al gran público para garantizar su conservación. La especie se encuentra en clara regresión, principalmente en la costa peninsular

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

española, debido principalmente al marisqueo practicado de forma ilegal (PARACUELLOS *et al.*, 2003; ESPINOSA *et al.*, 2009), la destrucción del hábitat y la contaminación (ESPINOSA *et al.*, 2007; MORENO y ARROYO, 2008).

Dentro de las directrices que marca la Estrategia Nacional de la especie se encuentran los trabajos de seguimiento de la población, que deben hacerse cada cuatro años, iniciando los controles en 2010. Desde el 2004, el Equipo de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz de la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), desarrolla un programa de seguimiento de esta especie y ha venido inventariando todos los ejemplares que se han detectado en las costas de la Comunidad Autónoma (MORENO *et al.* 2007; MORENO y ARROYO, 2008), desde el Cabo de Gata y alrededores, en Almería (MORENO y ARROYO, 2008), como límite oriental, hasta punta Camarinal, en Cádiz, (RUIZ-GIRÁLDEZ *et al.*, 2010), como límite occidental. En 2010 se ha iniciado el seguimiento de la especie en Andalucía empleando dos tipos de metodología: en las mejores poblaciones (las únicas que podrían ser reproductoras, como marca la Estrategia) se han realizado los “controles de crecimiento” en estaciones fijas, y en esas mismas localidades y/o en otras poblaciones se han realizado los “censos exhaustivos” en tramos de costa es-

tablecidos por primera vez en esta campaña de seguimiento. En total, en cada provincia litoral andaluza con presencia de la especie (Almería, Granada, Málaga y Cádiz) se ha trabajado en, al menos, dos estaciones de “control de crecimiento” y en ocho tramos de “Censo exhaustivo”. Los resultados obtenidos constituyen el primer esfuerzo regional de marcado de ejemplares y el primer “censo exhaustivo” de la especie en Andalucía. La metodología del seguimiento iniciado en Andalucía en 2010, que se repetirá en años sucesivos (“Control de crecimiento”) o cada 4 años (“Censo Exhaustivo”), según las localidades (Tabla 1), está diseñada para obtener datos actualizados de cada tramo que permitirán hacer estimas fiables del conjunto de la población. Con este método también se obtendrán datos importantes como la densidad y estructura de tallas de la especie por localidad y se podrán detectar fenómenos de reclutamiento y mortandad.

Material y métodos

El seguimiento de *P. ferruginea* en Andalucía, realizado por el Programa de Gestión Sostenible del Medio Marino Andaluz, de la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía) se inició en el año 2005 y se han obtenido datos acumulados de observaciones hasta el año 2009. En el año 2010, siguiendo las directrices que marca la Estrategia Nacional (MARM,

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

2008), se han realizado dos tipos de seguimiento: un “control de crecimiento” y un “censo exhaustivo”.

En los controles de crecimiento, que son anuales, en 2010 se han establecido estaciones fijas en diferentes localidades (Figura 1 y Tabla 1), eligiendo las poblaciones con mayor número de ejemplares detectados, según datos obtenidos en seguimientos genéricos previos (MORENO *et al.*, 2007; MORENO

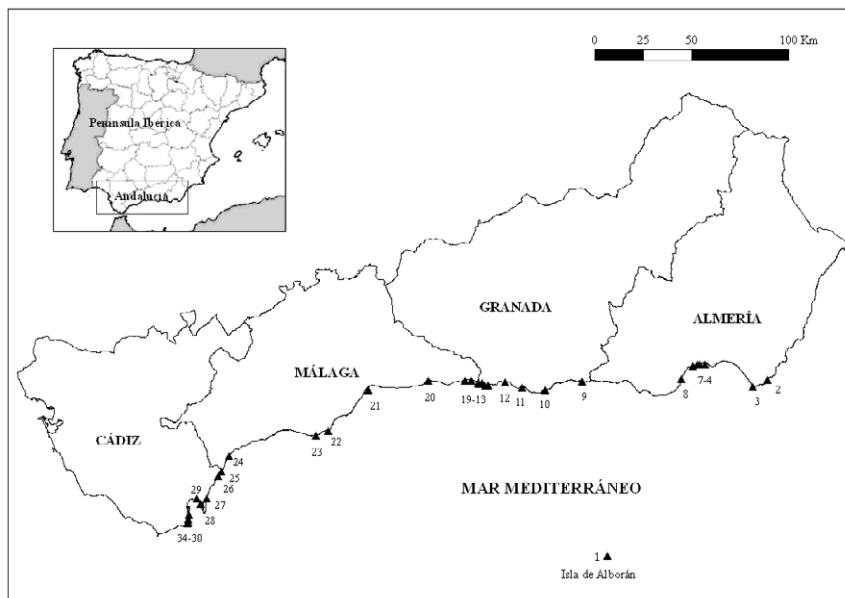


Figura 1. Área de estudio, en la que se señalan las 34 localidades de muestreo a lo largo de la costa andaluza (los nombres de las localidades aparecen en la Tabla 1).

y ARROYO, 2008). De esta manera, se cumple la exigencia de la Estrategia para este tipo de seguimiento, que indica que debe hacerse en las poblaciones con mayor capacidad reproductora. Se ha realizado este tipo de seguimiento en 9 localidades: 2 de ellas de Almer3a, en 2 de Granada, en 2 de M3laga y en 3 de C3diz, cubriendo todo el litoral de la comunidad.

En cada localidad se hace un control en detalle de los ejemplares detectados, intentando que, si hay individuos suficientes, al menos se midan y marquen 30, aunque a veces esto no ha sido posible debido a las densidades tan bajas que existen en algunas zonas de Andaluc3a. La marca de cada individuo se realiza con una masilla epoxi (marca Ivegor) de dos componentes, que endurece tanto en seco como en superficies mojadas o sumergidas, y que se coloca sobre la concha y/o sobre la roca (en localidades con mucha afluencia de personas, no se han marcado directamente los ejemplares sino un punto cercano, aproximadamente a un metro de distancia en la roca). En la masilla se ha troquelado un n3mero correlativo en cada localidad, iniciando en el 001 (Fig. 2). Tambi3n se tomaron fotograf3as, para una posible identificaci3n posterior, y la posici3n de cada ejemplar con un receptor GPS.

En las localidades donde hay un n3mero suficiente de ejemplares con tallas diferentes, se ha procurado marcar un n3-

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie



Figura 2. Marcaje y troquelado de la masilla epoxi, tanto en la concha como en la roca, en un ejemplar de *Patella ferruginea* (número 003) en la isla de Alborán, 11 de agosto de 2010.

mero similar de ejemplares de talla grande (más de 60 mm), de talla media (entre 30 y 60 mm) y de talla pequeña (juveniles menores de 30 mm), aunque esto no siempre ha sido posible debido al escaso número de lapas existentes, en cuyo caso se han marcado todas las que se han detectado.

En los censos exhaustivos se han establecido tramos de costa en diferentes localidades repartidas por todo el litoral andaluz (Figura 1 y Tabla 1) que han sido elegidas en base a la presencia conocida de la especie en seguimientos anteriores (MORENO *et al.*, 2007; MORENO y ARROYO, 2008). En total se ha trabajado en 34 localidades, 8 en Almería, 8 en Granada, 9 en Málaga y 9 en Cádiz. Se han descartado zonas donde la presencia de *P. ferruginea* es puntual u ocasional, aunque algunas localidades de censo tienen menos de una decena de ejemplares. La unidad de muestreo es la longitud de costa inspeccionada por 2 técnicos en una jornada de trabajo que varía, dependiendo de la densidad de individuos y de la morfología de la costa.

En 2010, se ha establecido el inicio y fin de cada tramo que se repetirá en censos sucesivos (cada 4 años) con la misma metodología: igual número de observadores, tiempo empleado, estado de la marea, etc., para tener datos comparables. En cada localidad seleccionada se censaron todos los ejem-

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

plares observados durante la bajamar y se tomaron medidas morfométricas de la concha (longitud y anchura) con un calibre. Debido al escaso número de individuos que viven en Andalucía, no han podido realizarse réplicas de estos tramos, ya que no hay ejemplares suficientes para hacerlas, excepto en la isla de Alborán, donde se han realizado 3 réplicas marcando tramos con al menos 30 ejemplares. Los seguimientos de “censo exhaustivo” se han realizado en primavera para detectar con más facilidad los episodios de reclutamiento.

Los datos morfométricos de la concha de *P. ferruginea* recogidos en el censo de 2010 en Andalucía han permitido estudiar la estructura de tallas en aquellas localidades con mayor número de ejemplares y comparar los resultados de seguimientos realizados en años anteriores (de 2006 a 2009).

Para la estima del número de individuos se compararon los resultados del censo con los obtenidos en años anteriores en el mismo tramo. De esta forma se ha obtenido una tasa de incremento o disminución por tramos que se ha aplicado al resto de zonas de cada provincia con datos previos de presencia de la especie, pero que no se incluyen en el censo, para obtener valores provinciales y regionales. La tasa calculada se ha aplicado a todos los tramos de la localidad no visitados en 2010, siempre y cuando en ésta se hayan dado

las mismas condiciones y los factores externos como contaminación o alteración del hábitat hayan sido los mismos. En el caso en que episodios de contaminación o alteración del hábitat hubieran afectado de forma diferente a dichos tramos, como fue el caso de la escollera del puerto de La Línea (Cádiz), la tasa se calculó de forma independiente ateniéndose a los datos de presencia disponibles.

Para obtener datos de densidad ($n^{\circ}\text{ind./m}$) se calcularon los metros lineales de costa de cada localidad. Para ello, se tomaron las coordenadas de los puntos inicial y final de la zona muestreada con un receptor GPS. Una vez en el gabinete, dichos puntos se cargaron en un software de Sistemas de Información Geográfica (SIG) donde se midió la distancia lineal entre ambos siguiendo la línea de costa. La escala utilizada para el cálculo de dicha distancia fue de 1:10.000.

Resultados

El seguimiento de las poblaciones andaluzas de *Patella ferruginea* ha permitido actualizar los datos de su distribución. En 2010 se han muestreado algo más de 21 km en 34 localidades (Tabla 1). El número de total de ejemplares localizados como resultado de los controles de crecimiento y de los censos exhaustivos, ha sido de 1.005, aunque se estima que el

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

tamaño actual de la población en Andalucía ronda los 1.800 ejemplares (Tabla 1 y Figura 3). Cádiz es la provincia andaluza que alberga mayor número de ejemplares, seguida de Almería, aunque en ésta, el contingente mayor se encuentra en la isla de Alborán (Fig. 1). En las costas peninsulares de Almería, donde se creía extinta (MORENO, 1992), se han localizado algunos ejemplares aislados. Málaga es la provincia con menor número de ejemplares, lo que puede ser debido a la escasez de sustratos adecuados para la especie. Al número estimado de individuos calculado en las estaciones de crecimiento y en los tramos de censo exhaustivo se le han sumado datos adicionales de 54 individuos de la escollera del puerto de Tarifa (J.C. GARCÍA-GÓMEZ, com. pers.), de 2 ejemplares en el cabo de Gracia, en la zona de Zahara de los Atunes, Cádiz (obs. pers.) y 2 ejemplares en la bahía de Los Genoveses, en el Parque Natural de Cabo de Gata, Almería (D. MORENO y A. BARRAJÓN, com. pers).

Los datos de densidad muestran una distribución similar (Fig. 4), con los valores más altos en algunas zonas de la costa gaditana (0,485; 0,476 y 0,427 ind./m en el Saladillo, Punta de San García e isla de las Palomas, respectivamente) y en la isla de Alborán, con 0,328 ind./m. Valores de densidad más bajos, pero todavía importantes, se han detectado en el puer-

M^a Carmen Arroyo, Diego Moreno, Agustín Barrajón, Antonio de la Linde, José Miguel Remón, Julio De la Rosa, Manuel Fernández-Casado, Gabriel Gómez, Francisco Ruiz-Giráldez, M^a Soledad Vivas y Eduardo Fernández

n	Localidades	Provincia	Metodología	No. individuos detectados	Longitud de la sección muestreada (m)	Densidad (ind./m)	No. total individuos estimado
1	*isla de Alborán	Almería	CE	62	189	0,328	506
			CC	50	234	0,214	
2	San José	Almería	CE	5	950	0,005	5
			CC	5	950	0,005	
3	Cabo de Gata	Almería	CE	1	1000	0,001	1
4	Puerto Almería	Almería	CE	3	497	0,006	3
5	*San Telmo	Almería	CE	2	1200	0,002	2
6	La Garrofa	Almería	CE	3	400	0,008	3
7	Cañarete	Almería	CE	4	2200	0,002	4
8	Roquetas de Mar	Almería	CE	3	900	0,003	3
9	*Puerto Motril	Granada	CE	22	250	0,088	100
			CC	30	160	0,188	
10	La Rábida	Granada	CE	8	600	0,013	8
11	*La Rijana	Granada	CE	2	380	0,005	2
			CC	8	300	0,027	
12	Torre Cambrón	Granada	CE	10	260	0,038	10
13	Cotobro	Granada	CE	2	360	0,006	2
14	La Herradura	Granada	CE	17	330	0,052	23
15	Calaiza	Granada	CE	13	270	0,048	25
16	Cantarriján	Málaga	CE	9	580	0,016	25
17	*Peñón Fraile	Málaga	CE	12	460	0,026	50
			CC	38	976	0,039	
18	Maro	Málaga	CE	11	350	0,031	35
19	Caleta Maro	Málaga	CE	16	290	0,055	40
20	Caleta Vélez	Málaga	CE	26	370	0,070	50
21	Puerto de Málaga	Málaga	CE	0	1200	0,000	0
22	*Calaburras	Málaga	CC	27	1040	0,026	
23	Mijas Costa	Málaga	CE	6	400	0,015	10
24	Torre de la Sal	Málaga	CE	18	486	0,037	18
25	Punta Chullera	Málaga	CE	12	260	0,046	12

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

26	*Puerto de Sotogrande	Cádiz	CE	84	500	0,168	106
27	La Atunara	Cádiz	CE	37	340	0,109	37
28	La Línea	Cádiz	CE	38	500	0,076	51
29	Puente Mayorga	Cádiz	CE	15	500	0,030	15
30	*El Saladillo	Cádiz	CE	97	200	0,485	100
			CC	33	77	0,429	
31	*Punta San García	Cádiz	CE	52	200	0,260	224
			CC	40	84	0,476	
32	Getares	Cádiz	CE	53	320	0,166	67
33	Punta Carnero	Cádiz	CE	99	450	0,220	139
34	Isla Palomas	Cádiz	CC	32	75	0,427	52
Totales y media aritmética de la densidad				1005	21088	0,048	1728

Tabla 1. Lista de localidades muestreadas y número de individuos detectados y estimados en 2010 en Andalucía, incluyendo la longitud en metros de la sección muestreada en cada localidad y la densidad como número de individuos por metro lineal (*= localidades con seguimiento anual; en el resto cada 4 años. CE= Censo Exhaustivo; CC= Control de Crecimiento).

to de Motril, Granada, con 0,19 ind./m. En el resto de localidades las densidades son bajísimas, lo que corresponde a individuos aislados y a poblaciones muy fragmentadas. El valor medio de densidad en el censo de 2010 en Andalucía es de 0,048 ind./m (Tabla 1). Aunque, en muestreos realizados en ese mismo censo, se han obtenido máximos puntuales de densidad en localidades donde se encuentran las mejores poblaciones, como en la isla de Alborán con 6 ind./m y en

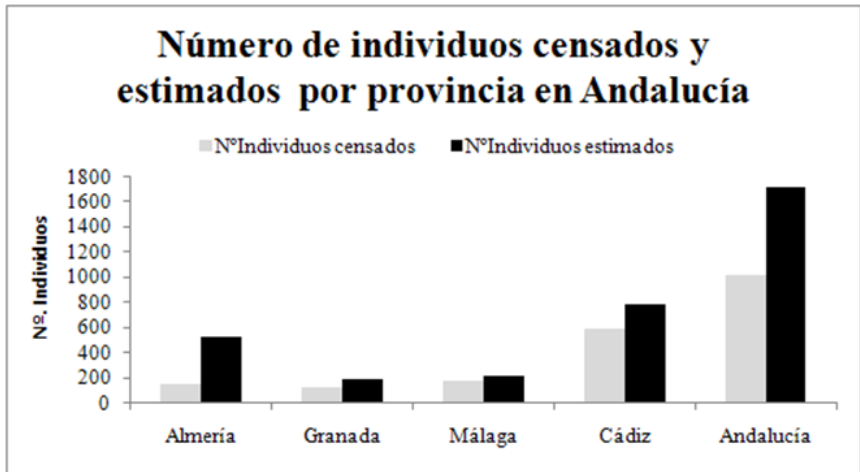


Figura 3. Número de individuos contados y estimados por provincias en Andalucía.

Punta Carnero (Cádiz) con 4 ind./m, los valores de densidad son muy reducidos en general en toda la costa andaluza y disminuyen según nos acercamos al extremo oriental de distribución de la especie (Tabla 1).

Los datos morfométricos de la concha de *P. ferruginea* recogidos en el censo de 2010 en Andalucía, así como las medidas obtenidas en seguimientos anteriores (de los años 2006, 2007, 2008 y 2009), han permitido conocer la estructura de tallas correspondiente a cada año en algunas de las localida-

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

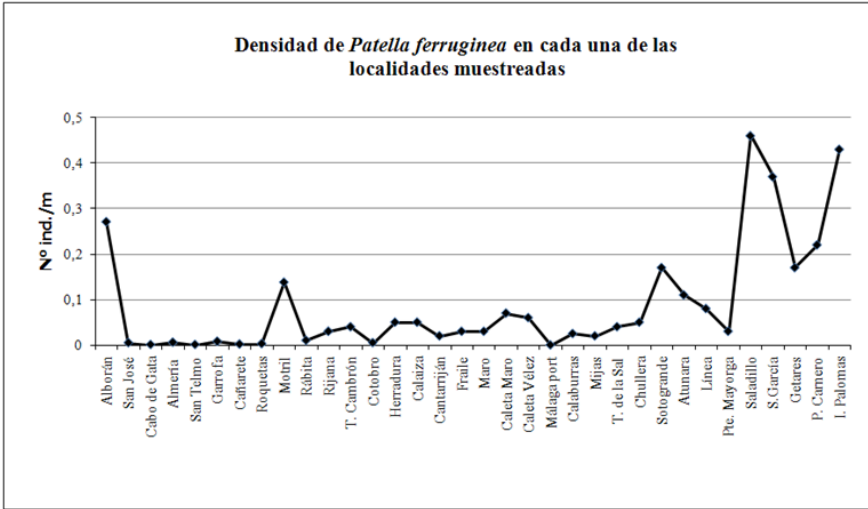


Figura 4. Densidad de *Patella ferruginea* en las 34 localidades muestreadas.

des con mayor número de ejemplares. Los resultados obtenidos son muy diversos (Figuras 5-8).

En la isla de Alborán, en 2010, se observa una distribución bimodal en la frecuencia de tallas de la población estudiada (Fig.5), con un máximo de individuos comprendidos entre 81 y 90 mm (muy elevado para la especie, que no suele superar los 100 mm), y otro pico de individuos entre 41 y 50 mm, que corresponden a un reclutamiento reciente, de hace 5-6 años. En censos realizados en años anteriores (2006 y 2007) en la

isla de Alborán (Fig. 5) se obtuvieron también distribuciones de tallas bimodales, con valores muy similares y dos picos bien marcados (41-50 y 91-100 mm), aunque en 2007 la talla de 41-50 mm superaba en número a los ejemplares con talla de 91-100 mm. En Sotogrande, Cádiz, la población de *P. ferruginea* estudiada en 2010 muestra una estructura de tallas que sigue una distribución normal con un máximo de individuos comprendidos entre 51 y 60 mm (Fig. 6), muy similar a la obtenida en el año 2005. Sin embargo, en el año 2007, la distribución de tallas resultó ser bimodal con un pico de individuos en la clase 51 y 60 mm y otro pico de individuos, mucho más marcado, entre 11 y 20 mm. La población de La Línea (Fig. 7) sigue una distribución normal en 2010 con un máximo en la clase de edad de 41-50 mm, mientras que en los muestreos realizados en campañas anteriores, años 2005 y 2008, se obtuvo una distribución bimodal. Es interesante destacar que en el año 2008 se detectó un reclutamiento, similar al que se observó en Sotogrande en 2007.

En El Saladillo, Cádiz, la estructura de tallas de la población en 2010 sigue una distribución normal, con un máximo para la clase de edad de 31-40 mm (Fig. 8). En cambio, en 2008, año en que se detectaron muy pocos ejemplares, se observó una distribución bimodal con un máximo de individuos en 41-50 mm y un mínimo en 11-20 y 61-70. En el seguimiento de la

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

Figura 5.

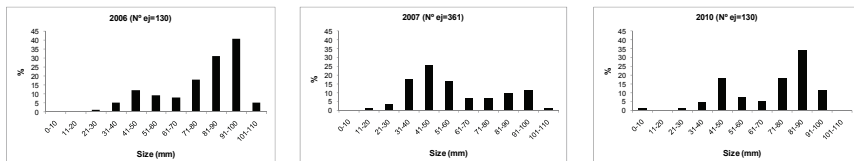


Figura 6.

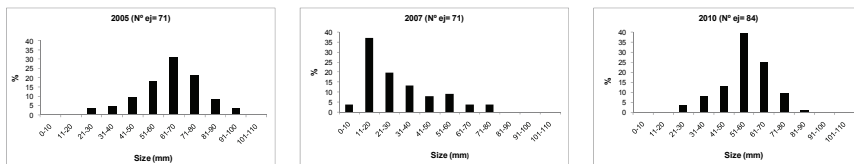


Figura 7.

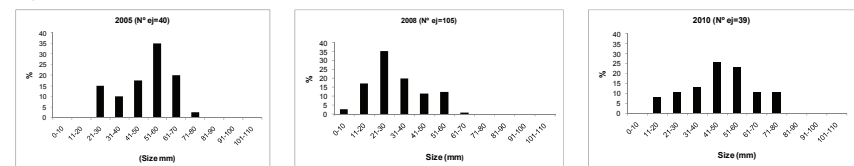
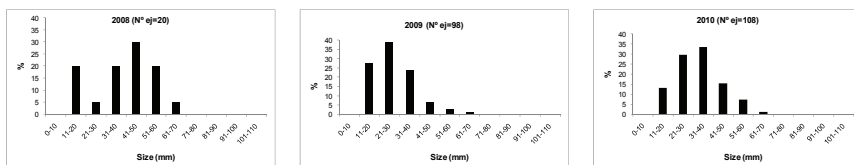


Figura 8.



Figuras 5-8. Frecuencia de tallas de *Patella ferruginea* en distintas localidades y durante varios años. Fig. 5: isla de Alborán (Almería). Fig. 6: Sotogrande (Cádiz). Fig. 7: La Línea (Cádiz). Fig. 8: El Saladillo (Cádiz).

población en 2009 se obtuvo una distribución similar a la de 2010 (normal), aunque en esta ocasión el máximo de individuos se encontraba en la clase 21-30 mm. En esta localidad también se han detectado fenómenos de reclutamiento.

A medida que nos desplazamos por la costa hacia el este de Andalucía, el número de ejemplares de gran talla aumenta (individuos que mayoritariamente deben ser hembras) coincidiendo con zonas de difícil accesibilidad como Calaburras y peñón del Fraile (Málaga), puerto de Motril (Granada) e isla de Alborán (Almería). Sin embargo, estas localidades no parecen tan favorables, según los datos recopilados en los últimos años, para el asentamiento de nuevos individuos (reclutas).

Discusión

En Andalucía *P. ferruginea* se distribuye mayoritariamente en la costa mediterránea y de forma aislada en la vertiente atlántica del Estrecho de Gibraltar. En el seguimiento realizado en Andalucía desde el año 2005 se han detectado individuos vivos desde San José, al norte del Cabo de Gata (Almería), hasta el Cabo de Gracia, en el límite occidental atlántico del Parque Natural del Estrecho (Cádiz). Las mejores poblaciones se encuentran en la provincia de Cádiz (Estrecho y zona mediterránea) y en la isla de Alborán, aunque también está

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

presente de forma dispersa por las provincias de Málaga, Granada y Almería.

La estima de la población andaluza a partir de los datos del censo exhaustivo de 2010 de unos 1.800 individuos, supera los valores previos de seguimientos anteriores de 715 ejemplares en 2006 (MORENO *et al.*, 2007), y de unos 1000 ejemplares en 2008 (MORENO y ARROYO, 2008). Este incremento se debe en parte al aumento en el esfuerzo dedicado al seguimiento de la especie y a la visita de nuevas localidades, y también al aumento de ejemplares en localidades concretas, como en la isla de Alborán. En cualquier caso, el número de ejemplares, teniendo en cuenta la gran extensión de la costa andaluza con presencia de la especie (unos 450 km entre los límites occidental y oriental conocidos para la especie) es muy reducido para garantizar la conservación de *Patella ferruginea* en Andalucía. La categoría de protección propuesta por el Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía, “en peligro crítico” (MORENO y ARROYO, 2008), debe considerarse, por lo tanto, la más adecuada para la especie siguiendo los criterios de valoración de la UICN (2001).

Es interesante comprobar la evolución de la población de *P. ferruginea* observada en la isla de Alborán en los últimos 15 años. Los primeros datos de estima de individuos en la isla

corresponden a 1996 y 1998, años en los que se censaron 28 y 13 ejemplares, respectivamente en las campañas “Fauna-IV” y “Alborán-98” (TEMPLADO, 2001). Este número tan reducido de individuos posiblemente infravaloraba la población, puesto que se obtuvieron en campañas centradas en otros objetivos, pero indicaba que el estado de la población era muy preocupante y que posiblemente la especie no tuviera capacidad de reproducirse en la isla (TEMPLADO, 2001). El número de ejemplares detectados en la isla de Alborán ha ido en progresivo aumento desde entonces. Así, en el censo realizado en 2002 se observaron 111 ejemplares (PARACUELLOS *et al.*, 2003), en el año 2006 se censaron 137 individuos (MORENO *et al.*, 2007), y en 2007 se contaron 364 lapas ferruginosas (MORENO y ARROYO, 2008). En el censo realizado en 2010 se ha obtenido para el conjunto de la isla de Alborán una estima de 506 ejemplares. Este incremento progresivo en los últimos años del número de ejemplares se inicia en el momento del asentamiento definitivo de la guarnición militar en la isla, después de su abandono durante más de un año en 1996. La presencia de militares de forma permanente en la isla (e informados de la existencia de una especie amenazada en su litoral) coincidió en el tiempo con la declaración del entorno de la isla como Reserva Marina en 1995 (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), pos-

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

teriormente, en 2001, como Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterraneo (= ZEPIM, dentro del Convenio de Barcelona Naciones Unidas-UNEP) y, por último, como Paraje Natural en 2003 (Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía). En el transcurso de estos años, además de un aumento muy considerable de la población de *P. ferruginea* en la isla de Alborán, se ha detectado un notorio evento de reclutamiento en 2007 (pico correspondiente a la clase de talla de 41-50 mm en la Figura 5), que debió suceder 4-5 años antes, aproximadamente en el año 2002-2003 y que no fue detectado en los seguimientos de 2006. Podría ser que los individuos medianos de 2007 (talla 41-50 mm) hayan crecido e incorporándose a clases de tallas superiores y, en 2010, vuelve a ser la talla de 81 a 90 mm la más numerosa en la isla. Por otro lado, la existencia de dos picos podría corresponder a dos periodos de reclutamiento distanciados varios años en el tiempo, e indicaría que se trata de una población estable, en la que los adultos de gran talla dominan sobre los más pequeños, al carecer de depredadores. La población de la isla de Alborán en la actualidad parece ser la mejor estructurada de Andalucía no sujeta a amenazas como el marisqueo ilegal o los vertidos (y la más protegida por la legislación ambiental) con un elevado número de ejemplares de gran talla que deberían garantizar la reproducción de la especie. Sin

embargo, las escasas dimensiones de la isla, con unos 600 m de longitud y no más de 2.000 metros de perímetro, hacen muy vulnerable a esta población en el caso de un desastre ecológico, como podría ser un derrame de petróleo. Por otra parte, el escaso tamaño de la isla de Alborán podría hacer difícil el autoabastecimiento de reclutas a partir de las larvas procedentes de la población allí asentada, las cuales en su mayoría serán arrastradas lejos por las fuertes corrientes imperantes en la zona. No debe descartarse que los eventos de reclutamiento más importantes se produzcan a partir de los elevados contingentes poblacionales existentes en zonas del norte de África, como las del entorno de las islas Chafarinas, Melilla y Cabo Tres Forcas (para las islas Chafarinas y Melilla se han estimado unos 60.000 y 23.000 individuos, respectivamente, según el MARM, 2008).

El relativamente elevado número de individuos en Cádiz podría mantenerse debido al aporte de larvas del norte de África y, en concreto, de la zona de Ceuta, donde existe una población muy importante, estimada en torno a los 44.000 individuos (RIVERA-INGRAHAM *et al.*, 2010a). Es posible que larvas procedentes de Ceuta, o de otros puntos cercanos de la costa de Marruecos, alcancen las costas gaditanas, donde, si superan la depredación natural y humana, puedan llegar a

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

formar poblaciones, aunque siempre más reducidas que las del norte de África. La masa de agua del primer giro anticiclónico de las aguas atlánticas que entran en el Mediterráneo por el mar de Alborán (RODRÍGUEZ, 1982; TEMPLADO *et al.*, 1993) podrían mantener las poblaciones o los ejemplares aislados presentes en el resto de las provincias andaluzas gracias al aporte de larvas desde Ceuta y Cádiz, transportadas por las corrientes hacia el este (MORENO y ARROYO, 2008). Parte de las aguas de origen atlántico que escapan al giro anticiclónico siguen paralelas a la costa hasta el Cabo de Gata y chocan con la masa de agua mediterránea formando el frente Almería-Orán. Existe un segundo giro anticiclónico de aguas de origen atlántico, menos patente y estable, en la cuenca oriental del mar de Alborán (TEMPLADO *et al.*, 1993), que podría ser el responsable del aporte de nuevos contingentes de larvas de *P. ferruginea* desde el norte de África (Melilla-Tres Forcas y Chafarinas) a la isla de Alborán, e incluso a las costas de Granada (o desde la isla de Alborán a la costa granadina). La mayor distancia a cubrir en este trayecto, entre el norte de África y las costas andaluzas, con respecto al que existe entre Ceuta y las costas de Cádiz, podría explicar por qué tan pocos individuos puedan desarrollarse y mantenerse en Andalucía oriental (MORENO y ARROYO, 2008).

Las características biológicas de la especie constituyen un factor determinante para la viabilidad de las poblaciones, en especial su hermafroditismo protándrico. El marisqueo ilegal sobre la lapa ferruginosa, que afecta principalmente a los grandes ejemplares (mayoritariamente hembras) contribuye a la merma de las poblaciones por la pérdida de eficacia reproductora. En la costa continental española apenas existen ejemplares de gran talla (de más de 80 mm) y, por el contrario, abundan los ejemplares pequeños o medianos, que corresponden a inmaduros y a machos. Esto haría pensar que la viabilidad de estas poblaciones es incierta. Sin embargo, estudios recientes sobre las poblaciones de las islas Chafarinas y de Ceuta aportan cierta esperanza sobre la supervivencia de la especie (GUALLART *et al.*, 2006a y 2010a y b; RIVERA-INGRAHAM *et al.*, 2010b), ya que parece ser que el cambio de sexo pudiera estar relacionado con la densidad de individuos grandes (>5 mm). Según los autores anteriormente señalados, cuando la densidad de individuos de más de 5,0 mm es baja, se encuentran hembras a partir de un tamaño de unos 4 mm. Estos nuevos conocimientos sobre la biología reproductora de la especie pudiera indicar que las poblaciones de la costa continental de Andalucía no estén compuestas mayoritariamente por machos, como se creía hasta ahora, y que la proporción de sexos sea más equilibrada y viable de lo que se suponía, aspecto sin

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

duda de trascendental importancia para la viabilidad futura de la especie en la zona y sobre el que debiera profundizarse. En cualquier caso, la falta de ejemplares de gran talla en la mayor parte de la costa andaluza peninsular dificulta la reproducción, ya que son las hembras de gran tamaño las que presentan mayor potencial reproductor (la fecundidad aumenta exponencialmente con el tamaño).

En cuanto a los resultados de densidad de *P. ferruginea* observados en los 21 km de costa muestreados en 2010, con un valor medio de 0,048 ind./m, pueden considerarse muy bajos si los comparamos con los datos conocidos del norte de África, como los de las islas Chafarinas, donde se alcanzan densidades medias de hasta 3,95 ind./m (GUALLART *et al.*, 2006b), como los de Ceuta donde las densidades medias son de 2,5 ind./m en la bahía norte o de 6,7 ind./m en la bahía sur (RIVERA-INGRAHAM *et al.*, 2010a), o como los de Argelia donde se encuentran densidades de las más altas del Mediterráneo con 4,8 ind./m y 22 ind./m en las islas Habibas y Plana, respectivamente (ESPINOSA, 2009). Sólo en algunas localidades de Cádiz y en la isla de Alborán se han obtenido, de forma puntual, densidades comparables a las de las poblaciones del norte de África, con hasta 4 ind./m en punta Carnero y 6 ind./m en la isla de Alborán.

Se puede concluir en relación al censo realizado en 2010 para el seguimiento de las poblaciones de *P. ferruginea* en Andalucía, que el esfuerzo efectuado (unos 21 km muestreados en 34 localidades) es suficiente para estimar el número de ejemplares en su litoral, teniendo en cuenta que la longitud de costa con presencia de la especie es de unos 450 km. Aunque esto significa un esfuerzo notable en cuanto a días de trabajo y dedicación de técnicos especializados, permite obtener los resultados que demanda la Estrategia Nacional de la especie, teniendo en cuenta además que los censos se realizan cada 4 años.

Tres son las causas principales de desaparición de *P. ferruginea* en Andalucía. La principal, sin duda alguna, es la presión humana (MORENO, 2004), debido mayoritariamente al marisqueo ilegal, bien para consumo propio, para cebo de pesca o coleccionismo (GÓMEZ MOLINER *et al.*, 2001). Estas capturas están facilitadas por su hábitat mesolitoral y su gran tamaño, que la hace especialmente visible y localizable en los periodos de bajamar. Las zonas donde se ha constatado reclutamiento de la especie coinciden, generalmente, con lugares muy accesibles para el hombre, como las escolleras de algunos puertos, donde los ejemplares más grandes son capturados. Esto impide la incorporación de hembras (efectivos

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

de tallas mayores) al contingente poblacional, poniendo en peligro la viabilidad de la población. Casualmente, las zonas más inaccesibles no parecen tan favorables al reclutamiento, por lo que no mantienen tampoco una estructura de tallas de una población reproductora. A pesar de tratarse de una especie catalogada en la máxima categoría posible de protección (“en peligro de extinción”) la gente desconoce su existencia, lo que favorece su recolección mediante marisqueo. En este sentido la Consejería de Medio Ambiente ha diseñado y elaborado folletos divulgativos para luchar contra el desconocimiento que toda vía persiste acerca de esta especie por parte del público en general, siguiendo las directrices recogidas en Estrategia Nacional de Conservación de la especie (MARM, 2008).

Bibliografía

- APARICI-SEGUER, V., GUALLART-FURIÓ, J. y VICENT-RUBERT, J. 1995. *Patella ferruginea* population in Chafarinas islands (Alboran Sea, Western Mediterranean). En: Guerra, A., Rolán, E. y Rocha, F. (eds.). *Abstracts 12th International Malacological Congress*. Instituto de Investigaciones Marinas-CSIC, Vigo: 119-121.
- ESPINOSA, F. 2006. *Caracterización biológica del molusco protegido Patella ferruginea Gmelin, 1791 (Gastropoda: Patellidae): bases para su gestión y conservación*. Tesis Doctoral, Univ. Sevilla, 329 pp.

- ESPINOSA, F. 2009. Populational status of the endangered mollusk *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Gastropoda, Patellidae) on Algerian islands (SW Mediterranean). *Animal Biodiversity and Conservation*. 32 (1) 19-28.
- ESPINOSA, F., FA, D. A. y Ocaña, T. M. J. 2005. Estado de la especie amenazada *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Gastropoda: Patellidae) en la bahía de Algeciras y Gibraltar. *Iberus*, 23 (2): 39-46.
- ESPINOSA F., GUERRA-GARCÍA J.M. Y GARCÍA-G3MEZ J.C. 2007. Sewage pollution and extinction risk an endangered limpet as a bioindicator? *Biodiversity and Conservation*, 16: 377-397.
- ESPINOSA F., MAESTRE M. y GARCÍA-G3MEZ J.C. 2009. New records of distribution for the highly endangered limpet *Patella ferruginea* on the Spanish coasts. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom- Biodiversity Records (Published on-line)*, 1-2.
- ESPINOSA, F., RIVERA-INGRAHAM, G.A., FA, D. y GARCÍA-G3MEZ, J.C. 2009. Effect of Human Pressure on Population Size Structures of the Endangered Ferruginean Limpet: Toward Future Management Measures. *Journal of Coastal Research*, 25 (4): 857-863.
- GARCÍA-G3MEZ, J. C. 1983. Estudio comparado de las tanatocenosis y biocenosis malacol3gicas del estrecho de Gibraltar y 3reas pr3ximas. *Iberus*, 3: 75-90.
- G3MEZ MOLINER, B., MORENO, D., ROL3N, E., ARAUJO, R. y ALVAREZ, R. M. 2001. Protecci3n de moluscos en el Cat3logo Nacio-

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

nal de Especies Amenazadas. Reseñas Malacológicas XI, Sociedad Española de Malacología, 286 pp.

GONZÁLEZ GARCÍA J.A., BUENO DEL CAMPO I., GARCÍA PIÑA H. y BAZAIRI H. 2006. Las poblaciones de *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Mollusca, Gastropoda, Patellidae) en los acantilados de Melilla y Tres Forcas. En: XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina. Barcelona: 152-153.

GRANDFILS, R. y VEGA, R. 1982. Il genere *Patella* lungo la costa di Malaga (Spagna). *La Conchiglia*, XIV (158-159): 6-8.

GUALLART, J., CALVO, M., ACEVEDO, I. y PEÑA, J. 2010a. Desarrollo larvario en la lapa ferruginosa (*Patella ferruginea*) (Mollusca, Patellidae), especie catalogada “en peligro de extinción”. En: Bayle Sempere, J.T. (Coord.), Valle Pérez, C., Sánchez Lizaso J.L., Forcada, A., Sánchez Jerez, P., Giménez Casalduero, F., Fernández Torquemada, Y., González Correa, J.M., Oliveira Pires, S. and Ramos Esplá A.A. (Eds.) 2010. XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina: bases científicas para la gestión sostenible de la biodiversidad marina. Libro de Resúmenes. Universidad de Alicante, Departamento de Ciencias del mar y Biología Aplicada, Alicante. 370 pp.

GUALLART, J., CALVO M. y CABEZAS P. 2006a. Biología reproductora de la lapa *Patella ferruginea* (Mollusca, Patellidae), especie catalogada “en peligro de extinción”. En: Ballesteros M., Palacín C. and Turon X. XIV Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina. Barcelona: 77-78.

- GUALLART, J., CALVO, M. y CABEZAS, P. 2010b. Hermafroditismo en la lapa ferruginosa (*Patella ferruginea*) (Mollusca, Patellidae), especie catalogada “en peligro de extinción”. En: Bayle Sempere, J.T. (Coord.), Valle Pérez, C., Sánchez Lizaso J.L., Forcada, A., Sánchez Jerez, P., Giménez Casalduero, F., Fernández Torquemada, Y., González Correa, J.M., Oliveira Pires, S. and Ramos Esplá A.A. (Eds.) 2010. *XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina: bases científicas para la gestión sostenible de la biodiversidad marina*. Libro de Resúmenes. Universidad de Alicante, Departamento de Ciencias del mar y Biología Aplicada, Alicante. 370 pp.
- GUALLART, J., TEMPLADO, J., CALVO, M., CABEZAS, P., ACEVEDO, I., MACHORDOM, A. y LUQUE, A. A. 2006b. *Inventario y seguimiento de Patella ferruginea en España, así como la elaboración de una propuesta de estrategia de conservación de la especie*. Informe final. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- GUERRA-GARCÍA, J. M., CORZO, J., ESPINOSA, F. y GARCÍA-GÓMEZ, J. C. 2004a. Assessing habitat use of the endangered marine mollusc *Patella ferruginea* (Gastropoda, Patellidae) in northern Africa: preliminary results and implications for conservation. *Biological Conservation*, 116: 319-326.
- GUERRA-GARCÍA J.M., CORZO J., ESPINOSA F., FA D. y GARCÍA-GÓMEZ J.C. 2004. Extinction risk and harbours as marine reserves? *The Journal of Molluscan Studies*, 70: 96-98.
- LUQUE, A. A. 1986. Contribución al conocimiento de los Gasterópodos de las costas de Málaga y Granada. II. Prosobranquios. *Iberus*, 6 (1): 79-94.

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

- MARM. 2008. *Estrategia para la conservación de la lapa ferruginea (Patella ferruginea) en España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Gobierno de España, Madrid, 49 pp.
- MORENO D. 1992. Presencia de *Patella ferruginea* (Gmelin, 1791) en el Cabo de Gata (Almería, SE España). *Cuadernos de Investigación Biológica, Universidad del País Vasco, Bilbao*, 17: 71.
- MORENO, D. 2004. Prosobranquios y Heterobranquios. Fauna Andaluza. En: Tinaut, J. A. y Pascual, F. (eds.). *Proyecto Andalucía. Naturaleza XIV, Zoología II, los animales esquizocelomados: Molluscos Anélidos, Sipuncúlidos y Equiúridos*. Publicaciones Comunitarias, Grupo Hércules, Sevilla: 79-114.
- MORENO D. y ARROYO M.C. 2008. *Patella ferruginea* Gmelin, 1791. En: Barea-Azcón J. M., Ballesteros-Duperón E. y MORENO, D. (eds.). *Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía*. 4 Tomos. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla: 308-319.
- MORENO D., DE LA LINDE A., REMÓN J.M., DE LA ROSA J., ARROYO M.C., FERNÁNDEZ-CASADO M., GÓMEZ G., BARRAJÓN A., GORDILLO I., NEVADO J.C. y BARBA R. 2007. Programa de Gestión Sostenible de Recursos para la Conservación del Medio Marino Andaluz: Datos preliminares de los censos de especies de invertebrados amenazados. En: Paracuellos M. (ed.). *Ambientes Mediterráneos. Funcionamiento, biodiversidad y conservación de los ecosistemas mediterráneos*. Colección Medio Ambiente, 2. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería), Almería: 27-48.

- PARACUELLOS, M., NEVADO, J. C., MORENO, D., GIMÉNEZ, A. y ALESINA, J. J. 2003. Conservational status and demographic characteristics of *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 (Mollusca, Gastropoda) on the Alborán Island (Western Mediterranean). *Animal Biodiversity and Conservation*, 26 (2): 29-37.
- RIVERA-INGRAHAM G. A., ESPINOSA, F. y GARCÍA-GÓMEZ J. C. 2010a. Conservational status of endangered patellid limpets in Ceuta: latest estimation of the total numbers of individuals. En: Bayle Sempere, J.T. (Coord.), Valle Pérez, C., Sánchez Lizaso J.L., Forcada, A., Sánchez Jerez, P., Giménez Casalduero, F., Fernández Torquemada, Y., González Correa, J.M., Oliveira Pires, S. y Ramos Esplá A.A. (eds.) 2010. *XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina: bases científicas para la gestión sostenible de la biodiversidad marina*. Libro de Resúmenes. Universidad de Alicante, Departamento de Ciencias del mar y Biología Aplicada, Alicante. 370 pp.
- RIVERA-INGRAHAM G. A., ESPINOSA, F. y GARCÍA-GÓMEZ J. C. 2010b. New records regarding sex change in *Patella ferruginea* (Gastropoda: Patellidae). En: Bayle Sempere, J.T. (Coord.), Valle Pérez, C., Sánchez Lizaso J.L., Forcada, A., Sánchez Jerez, P., Giménez Casalduero, F., Fernández Torquemada, Y., González Correa, J.M., Oliveira Pires, S. y Ramos Esplá A.A. (eds.) 2010. *XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina: bases científicas para la gestión sostenible de la biodiversidad marina*. Libro de Resúmenes. Universidad de Alicante, Departamento de Ciencias del mar y Biología Aplicada, Alicante. 370 pp.

Trabajos de seguimiento de la lapa ferruginosa *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 en Andalucía en el marco de la Estrategia Nacional de Conservación de la especie

- RODRÍGUEZ, J. 1982. *Oceanografía del mar Mediterráneo*. Pirámide, Madrid, 174 pp.
- RUIZ-GIRÁLDEZ, F., ESPINOSA, F., GUERRA-GARCÍA, J. M., CORZO, J. y GÁLVEZ R. 2010 (2008). Evaluación y conservación de especies intermareales amenazadas en el Parque Natural de Estrecho: la importancia del voluntariado ambiental. *Almoraima*, 37: 61-72.
- SALAS, C. y LUQUE, A.A. 1986. Contribución al conocimiento de los moluscos marinos de la Isla de Alborán. *Iberus*, 6 (1): 29-37.
- TEMPLADO, J. 2001. *Patella ferruginea*. En: Ramos, M. A., Bragado, D. y Fernández, J. (eds.). *Los invertebrados no insectos de la "Directiva Hábitat" en España*. Ministerio de Medio Ambiente y Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC: 41-49.
- TEMPLADO, J., CALVO, M., GARVÍA, A., LUQUE, A. A., MALDONADO, M. y MORO, L. 2004. *Guía de invertebrados y peces marinos protegidos por la legislación nacional e internacional*. Ministerio de Medio Ambiente, Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid, 214 pp.
- TEMPLADO, J., GUERRA, A., BEDOYA, J., MORENO, D., REMÓN, J. M., MALDONADO, M. y RAMOS, M. A. 1993. *Fauna marina circalitoral de la Península Ibérica*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid 135 pp.
- UICN, 2001. *Categorías y Criterios de las Listas Rojas de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza, Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.

M^a Carmen Arroyo, Diego Moreno, Agustín Barrajón, Antonio de la Linde, José Miguel Remón, Julio De la Rosa, Manuel Fernández-Casado, Gabriel Gómez, Francisco Ruiz-Giráldez, M^a Soledad Vivas y Eduardo Fernández

Notas

1. Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente. Johan Gutenberg 1 (Isla de la Cartuja). 41092 Sevilla (España) (mcarroyo@agenciamedioambienteyagua.es).
2. CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. Avda. Manuel Siurot 50. 41071 Sevilla (España).

JUST T. BAYLE SEMPERE

**Restauración del medio marino en la
reserva marina de Tabarca
(Alicante, España): estructura y
variaciones temporales de la ictiofauna
asociada al arrecife artificial**

Índice

Portada	
Créditos	
Título abreviado	9
Resumen	9
Abstract	10
Resumè	11
Introducción	12
Material y métodos	15
Resultados	20
Composición específica y variación temporal de los parámetros del poblamiento	20
Análisis a nivel de especies	28
Análisis multivariante de la variación temporal del poblamiento	34
Discusión	37
Agradecimientos	48
Bibliografía	48
Notas	63

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

JUST T. BAYLE SEMPERE (1)

Título abreviado

Ictiofauna del Arrecife Artificial de Tabarca

Resumen

El arrecife artificial de Tabarca se diseñó e instaló principalmente con el objetivo de impedir la pesca de arrastre ilegal sobre las praderas de *Posidonia oceanica*. Además se diseñó un arrecife alveolar experimental para estudiar sus efectos sobre la ictiofauna litoral y sus posibilidades como lugar de pesca alternativo a la flota artesanal de Tabarca. La ictiofauna asociada al arrecife artificial de Tabarca se estudió me-

diante censos visuales durante tres años consecutivos entre 1990 y 1992, con una frecuencia estacional. Los resultados muestran una estructura de la comunidad condicionada por el diseño y emplazamiento de los módulos. La dinámica temporal manifiesta una clara diferencia según consideremos el poblamiento total o sólo el residente: el primero refleja una pauta muy fluctuante, poco predecible; el poblamiento residente muestra una tendencia hacia la estructuración, con un aumento progresivo de especies sedentarias predadoras, y un incremento significativo de la biomasa. Estos resultados refuerzan las interpretaciones que dan un papel condicionante al tamaño del arrecife artificial y a su localización.

Palabras clave: área marina protegida, gestión costera, seguimiento, evaluación, recursos marinos.

Abstract

An experimental artificial reef was designed and placed in the Marine Reserve of Tabarca (Alicante, SE Spain) to avoid trawl fishing activities on the *Posidonia oceanica* seagrass bed and to provide alternative fishing sites. The fish assemblage monitoring of the experimental artificial reef for 3 years is presented. The number of resident fish species recorded, abundance and biomass increased over time. Changes in the

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

fish assemblage structure throughout the study period due to seasonal nature cannot be clearly distinguished from later colonization episodes. The fish assemblage structure seems to be conditioned by reef characteristics such as module design, relative low volume submerged, depth or high degradation of surrounding *P. oceanica* beds.

Keywords: marine protected area, coastal management, monitoring, assessment, marine resources.

Resumè

L'arrecife artificial de Tabarca il s'a dessiné et il a installé principalement avec le but d'empêcher la pêche d'il traîne illégale sur les praderas de *Posidonia oceanica*. Il S'a en plus dessiné un récif artificiel alvéolaire expérimental pour étudier ses effets sur les poissons littoraux et ses possibilités comme lieu de pêche alternative à la flotte artisanale de Tabarca. L'ichtyofaune associée au récif artificiel de Tabarca il s'a étudié moyennant des recensements visuels pendant trois ans consécutifs entre 1990 et 1992, avec une fréquence estacional. Les résultats montrent une structure de la communauté aménagée par le design et emplacement des modules. La dynamique temporelle manifeste une claire différence d'après nous envisagions le peuplement total ou seulement le

résident: le premier reflète une règle très fluctuante, peu predecible; le peuplement résident montre une tendance vers la structuration, avec une augmentation progressive d'espèces sédentaires prédateurs, et un accroissement significatif de la biomasse. Ces résultats renforcent les interprétations qu'ils donnent un papier condicionante à la taille d'el récif artificiel et à son emplacement.

Mots clefs: airea marine protégée, gestion côtière, suivi, évaluation, ressources marines.

Introducción

Los arrecifes artificiales se han propuesto como herramientas de restauración del medio marino, asignándoles toda una serie de beneficios derivados de la creación de sustratos duros nuevos en ambientes marinos carentes de estos (Bombace, 1997). Sin embargo, se ha comprobado en muchos casos que la existencia de un arrecife artificial no sólo no ha cumplido con los objetivos propuestos, por primarios que fueran, sino que han acabado provocando cambios negativos en la biota y el medio físico de la zona (Seaman, 1997a). En este sentido, es importante conocer el *status* del arrecife artificial en relación al medio que lo circunda (Bortone y Kimmel, 1991), sobre todo cuando

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

se proponen hipótesis de funcionamiento. Las respuestas a estas hipótesis, por otro lado, deben satisfacer no sólo los objetivos puramente aplicados, sino también deben aportar nuevos conocimientos a la ciencia básica (Seaman, 1997b). De ahí, la necesidad de abordar el estudio de la efectividad de los arrecifes artificiales con el suficiente rigor y en base a los objetivos de gestión planteados previamente (Bohnsack y Sutherland, 1985; Seaman y Sprague, 1991).

A pesar de los esfuerzos realizados en la instalación de arrecifes artificiales en la Comunidad Valenciana (Belda y Jover, 1992), se conocen pocos datos sobre los efectos y funcionamiento de todos ellos, ya sea desde el punto de vista puramente científico, o desde el punto de vista aplicado. En el resto del Estado Español, la política de instalación de arrecifes artificiales no ha sido tan intensa (Revengea *et al.*, 1997), conociéndose datos de algunos de ellos, ya sea de tipo preliminar (Moreno *et al.*, 1994; Haroun *et al.*, 1994; Gómez-Buckley y Haroun, 1994; Castillo y Pérez, 1994; Goutayer *et al.*, 1994) o incluyendo datos cuantitativos (Bayle *et al.*, 1994; Sánchez Jerez, 1994; Sánchez Jerez y Ramos, 1996; Guirado *et al.*, 1997; Herrera, 1998).

El arrecife artificial de Tabarca se planteó con dos objetivos de gestión: primero, impedir la pesca de arrastre ilegal que

degradaba la pradera de *Posidonia oceanica* en el sector sur de la Reserva Marina de Tabarca y, con ello, favorecer la restauración natural de la zona. Segundo, favorecer los usos pesqueros tradicionales de bajo impacto ejercidos por la flota artesanal de Tabarca mediante la creación de nuevos sustratos duros que pudieran favorecer el incremento de la biodiversidad íctica de la zona y de las poblaciones explotables. Este último objetivo tenía un carácter totalmente experimental y, por ello se planteó la necesidad de realizar un seguimiento que permitiera un análisis cuantitativo de las variaciones temporales de la ictiofauna asociada al Arrecife Artificial de Tabarca. Este tipo de aproximación es la única que puede aportar ideas claras sobre el funcionamiento y *status* de estos sustratos nuevos (Bohnsack y Sutherland, 1985; Seaman, 1997a).

En este trabajo se describe la comunidad íctica presente en el arrecife artificial de Tabarca y sus cambios temporales entre Febrero de 1990 y Agosto de 1992, con la finalidad de tipificar la estructura de la comunidad y su dinámica a lo largo del tiempo. Los objetivos concretos del presente trabajo son: a) Descripción de la comunidad íctica asociada al arrecife artificial de Tabarca; b) Análisis de la variación temporal de la estructura de la comunidad íctica en términos de número de

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

especies, abundancia y biomasa; c) Estudio de las variaciones temporales de las especies más relevantes d). Análisis de los cambios temporales en la composición del poblamiento íctico para definir el potencial del Arrecife Artificial de Tabarca, haciendo especial hincapié en el carácter predecible o impredecible del poblamiento.

Material y métodos

El estudio se realizó entre febrero de 1990 y agosto de 1992 en un arrecife alveolar instalado en agosto de 1989 dentro de los límites de la Reserva Marina de Tabarca (Ramos y Bayle, 1990), a 21 metros de profundidad al sur de la Isla de Nueva Tabarca, Alicante (figura 1). El arrecife se diseñó con la finalidad de proteger la zona frente la pesca de arrastre ilegal sobre la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813, y para favorecer la restauración del medio marino. El Arrecife Artificial de Tabarca ocupa una superficie de unas 80 ha, y está formado por 25 módulos antiarrastre de unas 9 tm, además de cuatro pirámides alveolares de 4,5 m de altura construidas con módulos rectangulares paralelepípedos (figura 2). Cada pirámide tiene un volumen de 50,6 m³.

Los datos se obtuvieron mediante censos visuales en inmersión (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985) dada su idoneidad para es-

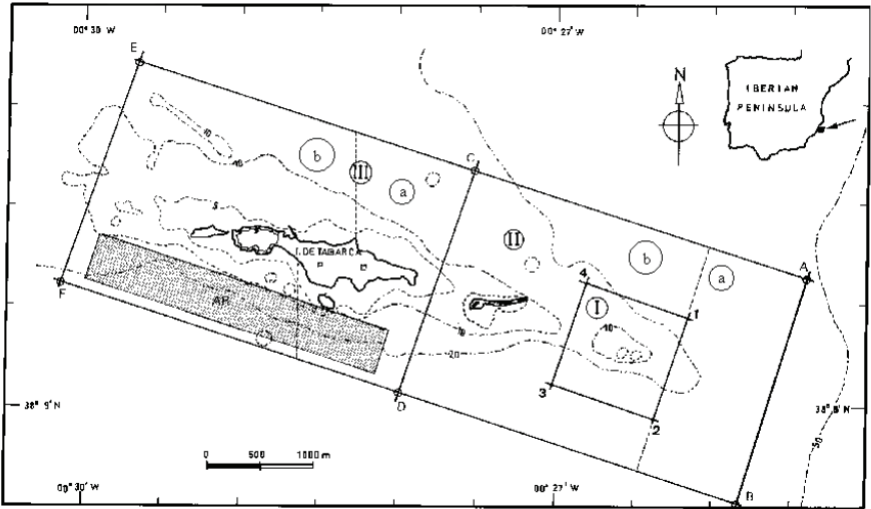


Figura 1. Localización del área de estudio. AR: Arrecife Artificial de Tabarca.

tudiar la ictiofauna de este tipo de ambientes y por provocar un nivel mínimo de perturbación en la comunidad a estudiar. Esta metodología permite un seguimiento espacio-temporal bastante preciso de la porción observable del poblamiento íctico (Harmelin-Vivien y Francour, 1992). Los censos se realizaron trimestralmente (febrero, mayo, agosto, noviembre) durante varios días consecutivos desde febrero de 1990 hasta agosto de 1992, entre las 10 y las 14 horas. Durante la inmersión se inspeccionaban las cuatro pirámides, realizando un censo en cada una de ellas y anotando todos los peces

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

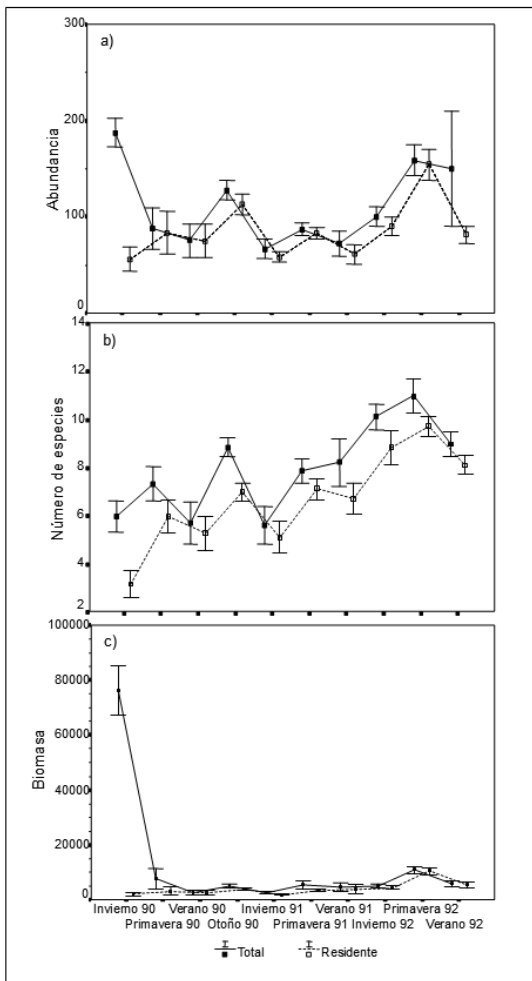


Figura 2. Abundancia (a), número de especies (b) y biomasa medios (c) del poblamiento total y residente, en las diferentes épocas de muestreo.

observados dentro del perímetro a un metro alrededor. Primero se anotaban las especies más móviles, apuntando después las especies crípticas y sedentarias a lo largo de un recorrido minucioso por el interior de la estructura alveolar. En total se realizaban ocho censos en cada época de muestreo.

En cada censo se registraba el número de individuos de cada especie y su talla, anotando la abundancia sobre clases pre-determinadas de progresión geométrica de base 2 (Great Barrier Reef Marine Park Authority, 1978). Esto permite igualar los errores cometidos al asignar cada observación a alguna de las clases de abundancia, y homogeneizar las varianzas mediante transformación logarítmica (Frontier, 1986). Las marcas de clase de estos intervalos se tomaron como valores de abundancia de la respectiva clase para realizar los cálculos. La longitud de cada individuo o grupos de individuos se estimaba mediante una regla graduada fijada en el extremo de un bastón (Bohnsack y Bannerot, 1986). Estas estimas visuales de talla resultan precisas después de cierto entrenamiento (Bell *et al.*, 1985). Los datos se agruparon posteriormente en cinco clases de talla, determinadas dividiendo entre cinco la longitud máxima de cada especie referidas en la bibliografía (Whitehead *et al.*, 1984-86).

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

Para cada réplica se calculó la abundancia total, número de especies, diversidad y biomasa. Las especies se clasificaron, según su frecuencia de aparición, en *residentes* ($f > 50\%$), *transeúntes* ($50\% > f > 25\%$) y *ocasionales* ($f < 25\%$) (Kikuchi, 1966). Para cada una de estas categorías, y en cada época de muestreo, se calculó su abundancia media, número medio de especies y la biomasa media. Considerando únicamente las especies residentes, se calcularon también estos mismos parámetros de lo que en lo sucesivo se llamará el *poblamiento residente*. Todos estos parámetros de la comunidad, y la abundancia y biomasa correspondientes a cada especie, se analizaron mediante una ANOVA (Underwood, 1997) de dos factores fijos y ortogonales entre sí: *época* (invierno, primavera, verano) y *año* (1990, 1991, 1992). Se eliminaron los censos pertenecientes al muestreo realizado en otoño de 1990 por no tener completo este nivel para todos los años estudiados. Posteriormente, se aplicó un test de Tukey (Zar, 1984) para determinar niveles homogéneos dentro de cada factor.

El análisis multivariante del poblamiento se realizó mediante un análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico (Clarke y Warwick, 1994) agregando los datos a la media de cada época de muestreo, contrastándose sus resultados mediante un análisis de la varianza multivariante basado en

medidas de distancia estadística (PERMANOVA; Anderson, 2005) incluyendo los factores *Época* y *Año*. Asimismo, se calcularon las disimilitudes entre muestras mediante SIMPER (Warwick *et al.*, 1990). De lo que se trató, en definitiva, fue detectar periodos de estabilidad (*sensu* Snoeijs y Prentice, 1989) en la composición del poblamiento.

Resultados

Composición específica y variación temporal de los parámetros del poblamiento

A lo largo del estudio se observaron un total de 32 especies, pertenecientes a 17 familias. Sparidae, con 9 especies, fue la más representada, seguida de Serranidae (5 especies) y Labridae con 4 especies. El resto de familias estuvieron representadas por una sola especie (tabla I). Del total de especies, 17 (53 %) fueron consideradas como *residentes*, 10 (31 %) *transeúntes* y 5 (16 %) se consideraron *ocasionales*. Para el poblamiento total, la abundancia media (figura 2a) fue significativamente diferente entre los años estudiados (tabla 2) con tendencia a incrementarse según aumentaba el tiempo de inmersión, aunque con una fuerte variabilidad entre época dentro de cada año. Los máximos se dieron en invierno de 1990 (187.5 ± 14.61 individuos), debido a la presencia de un cardu-

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

Tabla I. Status residencial (SR) y abundancias (\pm e.s.) de las especies observadas en el estudio.

Especie	1990					1991					1992				
	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Verano	Invierno	Primavera	Verano	Invierno	Verano	Invierno	Primavera	Verano	Invierno	Verano
<i>Topoeto torpado</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Muraena helena</i> Linnaeus, 1758	R	0	0	0	0.21±0.21	0	0	0	0	0.19±0.19	0.56±0.27	0.19±0.19	0	0	0.19±0.19
<i>Physic phycis</i> (Linnaeus, 1766)	R	0	0	0	0	0	0	0	0	0.56±0.27	0	0	0	0	0
<i>Anthias anthias</i> Linnaeus, 1758	R	0	0	0	0	0	0	0	0	1.31±0.53	0.75±0.4	0.19±0.19	0	0	0.38±0.25
<i>Epinephelus costae</i> (Steindachner, 1878)	R	0	0	0	0.56±0.27	0.19±0.19	0.38±0.25	0	0	2.44±0.69	0.19±0.19	0	0	0	0
<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	O	0	0	0	0	0	0	0	0	0.44±0.39	0.19±0.19	0	0	0	0
<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)	R	1±.32	1.76±0.6	2.5±0.57	1.69±0.19	1.31±0.44	2.63±0.47	0	0	0.75±0.57	0.56±0.39	1.06±0.73	2.06±1.45	0	0
<i>Dicentrarchus labrax</i> Linnaeus, 1758	O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scaena umbra</i> Linnaeus, 1758	R	0	0	1.21±0.64	1.56±1	0.19±0.19	0.38±0.38	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apoogon imberbis</i> (Linnaeus, 1758)	T	119.2±15.02	0.27±1.91	0	1±1	0	3.19±2.5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Seriola dumerilii</i> (Risso, 1810)	R	0	0.67±0.67	0.21±0.21	1±0.65	1.88±1.28	1.63±1.13	3.13±2.1	8.69±2.16	11.63±1.1	11.63±1.1	9.19±3.37	0	0	0
<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	T	10.4±5.37	0	0	0	8±5.43	0.38±0.25	0	5.56±3.67	1.19±1.19	1.06±0.57	0	0	0	0
<i>Dentex (Dentex) dentex</i> Linnaeus, 1758	T	0	0	0.43±0.28	1.06±0.73	0	0	0	0	0.19±0.19	0.19±0.19	0	0	0	0
<i>Diploodus annularis</i> Linnaeus, 1758	T	0.25±0.25	0	0.21±0.21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diploodus puntazzo</i> Cetti, 1789	R	0	0.57±0.57	2.63±1.16	2±0.57	1.31±0.44	0	0	1.69±0.77	1.81±0.65	4.5±0.83	0.56±0.27	0	0	0
<i>Diploodus sargus</i> Linnaeus, 1758	R	2.42±0.86	1±0.5	0.21±0.21	2.75±1.14	0	2.31±1.13	2.06±1.28	1.69±0.84	5.5±1.1	2.31±0.94	0	0	0	0
<i>Diploodus vulgaris</i> E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1817	R	49.75±12.75	64.9±21.3	60.1±16.6	87.6±12	37.75±4.2	57.13±4.6	19.1±10.2	33.1±3.65	75.8±15.5	27.9±6.12	0	0	0	0
<i>Oboloda melanura</i> (Linnaeus, 1758)	T	0	0.25±0.25	0	1.19±0.94	0	0	0	1.69±1.03	3.19±1.8	1.94±0.82	0	0	0	0
<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	T	0.5±0.5	1.5±0.67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spondyllosoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	T	1.25±0.46	0	0	11.13±2.8	0.56±0.39	0	0	4.88±2.44	0	0.56±0.56	0	0	0	0
<i>Spicara maena</i> (Linnaeus, 1758)	T	0	0	0	0	0	0	0	4.5±3.5	0	0.69±0.51	5±3.27	0	0	0
<i>Chromis chromis</i> Linnaeus, 1758	R	0.92±0.66	5.1±1.45	2.79±1.37	9.75±1.95	11.25±1.7	6.94±1.94	22.5±5.75	28.4±5.23	27.31±2.8	22±5.76	0	0	0	0
<i>Coris julis</i> Linnaeus, 1758	R	1.58±1.31	4.83±1.95	4.86±2.14	3.94±1.32	2.56±1.25	5.81±1.05	4.81±2.56	6.13±2	12.44±2	7.31±1.55	0	0	0	0
<i>Labrus merula</i> Linnaeus, 1758	R	0.25±0.25	1.17±0.9	0.64±0.3	0.94±0.27	0.38±0.25	0.19±0.19	0.75±0.28	1.69±0.34	0.19±0.19	1.13±0.38	0	0	0	0
<i>Symphodus tinca</i> (Linnaeus, 1758)	R	0	2.17±0.95	1.07±0.43	0.19±0.19	0.19±0.19	3.75±0.63	0.94±0.49	3.31±0.76	8.06±1.46	3.19±0.72	0	0	0	0
<i>Thalassoma pavo</i> (Linnaeus, 1758)	O	0	0	0	0.19±0.19	0	0.38±0.25	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parablennius rouxi</i> (Cocco, 1833)	R	0	0.25±0.25	0.21±0.21	0.19±0.19	0	0.19±0.19	0	0	0.19±0.19	0	0	0	0	0
<i>Tripterygion tripteronotus</i> (Risso, 1810)	R	0	0.25±0.25	0	0	0	0.19±0.19	0	0	0.19±0.19	0.38±0.25	0	0	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i> Linnaeus, 1758	R	0	0	0.21±0.21	0.38±0.37	0.56±0.39	0.19±0.19	0.75±0.28	1.13±0.62	0.56±0.27	0.56±0.27	0	0	0	0
<i>Balistes capricornis</i> Gmelin, 1789	T	0	0	0	0	0	0	0	0	0.38±0.25	0	0	0	0	0
<i>Atherina (Atherina) hepsetus</i> Linnaeus, 1758	T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	62.5±62.5

Tabla 2. Análisis de la varianza de dos factores (época x año) de los parámetros indicados, y comparación de los respectivos niveles mediante el test de Tukey, considerando el poblamiento total.

Parámetro	Factor	g.l.	MS	F-ratio	Test de Tukey
Abundancia	Época	2	0.1075	2.822 ^{ns}	V P I
	Año	2	0.3070	8.053 ^{***}	91 90 92
	Interacción	4	0.1967	5.162 ^{**}	
Nº especies	Época	2	12.782	3.372 [*]	I V P
	Año	2	82.522	21.76 ^{***}	90 91 92
	Interacción	4	7.8895	0.094 ^{ns}	
Biomasa	Época	2	1.2912	13.25 ^{***}	V P I
	Año	2	1.2620	12.95 ^{***}	91 92 90
	Interacción	4	1.8297	18.77 ^{***}	

ns: no significativo; (*): $p < 0.05$; (**): $p < 0.025$; (***): $p < 0.001$; I: invierno; P: primavera; V: verano.

men de *Seriola dumerilii*, en otoño de 1990 (127.68 ± 10.29 individuos), por el aumento del número de individuos de *Diplodus vulgaris*, *Spondyllosoma cantharus* y *Chromis chromis*, y en primavera de 1992 (158.93 ± 16.09 individuos), debido sobre todo al aumento de abundancia de *Diplodus vulgaris*. La abundancia total media de individuos también fue alta en verano de 1992 (150.19 ± 59.41 individuos), al registrarse un cardumen de *Atherina* sp. Teniendo en cuenta sólo el poblamiento residente (figura 2a), la abundancia media fue

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

Tabla 3. Análisis de la varianza de dos factores (época x año) de los parámetros indicados, y comparación de los respectivos niveles mediante el test de Tukey, considerando el poblamiento residente.

Parámetro	Factor	g.l.	MS	F-ratio	Test de Tukey
Abundancia	Época	2	9764.7	8.795***	<u>L</u> <u>V</u> P
	Año	2	12207	10.99***	<u>91</u> <u>90</u> 92
	Interacción	4	2303.6	2.075 ^{ns}	
Nº especies	Época	2	19.567	7.629**	<u>L</u> <u>V</u> P
	Año	2	93.485	36.44***	90 91 92
	Interacción	4	4.6416	1.810 ^{ns}	
Biomasa	Época	2	2098.5	5.707**	<u>L</u> <u>V</u> P
	Año	2	6225.1	16.92***	<u>90</u> <u>91</u> 92
	Interacción	4	600.60	1.633 ^{ns}	

ns: no significativo; (*): $p < 0.05$; (**): $p < 0.025$; (***): $p < 0.001$; L: invierno; P: primavera; V: verano.

significativamente mayor según aumentaba el tiempo de inmersión, con un patrón de diferencias claras entre épocas de muestreo repetido para cada uno de los años estudiados (tabla 3): aparecieron máximos de abundancia en la primavera de cada año estudiado, y en otoño de 1990. La mayor abundancia se registró en primavera de 1992 (154.37 ± 15.77 individuos) debido al incremento en la abundancia de *Diplodus vulgaris*, *Coris julis* y *Symphodus tinca*.

El número medio de especies del poblamiento total (figura 2b) tendió a aumentar significativamente a lo largo de los años estudiados (particularmente en 1992), con diferencias claras y un patrón muy marcado entre épocas (tabla 2). Destacan el otoño de 1990 (8.87 ± 0.39 especies) y la primavera de 1992, con 11 ± 0.7 especies. El número medio de especies residentes (figura 2b) reflejó una pauta similar (tabla 3), con un aumento progresivo a lo largo de la duración del estudio hasta un máximo en primavera de 1992 (9.75 ± 0.41 especies).

La biomasa media del poblamiento total (figura 2c) mostró un máximo en invierno de 1990 (76139.1 gr \pm 8899 gramos/pirámide), debido a la presencia del cardumen de *Seriola dumerilii*. El resto de épocas estudiadas presentan leves incrementos debidos, principalmente, al aumento del número de individuos de *Diplodus vulgaris*. Se observaron diferencias entre épocas y años estudiados, sin un patrón definido entre épocas dentro de cada año (tabla 2). La biomasa de especies residentes (figura 2c) tendió a incrementarse a lo largo del periodo de estudio, aumentando significativamente en 1992 debido al incremento de *D. vulgaris*, *C. julis*, *S. tinca* y *Sciaena umbra*. Entre épocas de muestreo también existieron diferencias significativas (tabla 3), con un patrón marcado entre épocas dentro de cada año estudiado. Los valores osci-

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

laron entre 1923 ± 161.6 gr/pirámide en invierno de 1991 y los 10452.5 ± 1358.4 gr/pirámide de primavera de 1992.

Respecto la abundancia de especies transeúntes (figura 3a), ésta fue diferente entre épocas y años estudiados (tabla 4), sin mostrar un patrón de variabilidad concreto. Presentó un máximo en invierno de 1990 (131.5 ± 16.86 individuos), por la presencia del cardumen de *Seriola dumerilii*, y en verano de 1992 al registrarse un cardumen de juveniles de *Atherina* sp (8.5 ± 62.29 individuos). En otoño de 1990 se observó una abundancia media de 14.37 ± 2.65 individuos transeúntes, de los cuales 11.13 ± 2.84 fueron *Spondyliosoma cantharus*. El número medio de especies transeúntes (figura 3b) no varió significativamente entre épocas ni entre años estudiados, no mostrando un patrón concreto entre épocas dentro de cada año de estudio. Los valores medios oscilaron entre 0.4 ± 0.29 especies en verano de 1990 y 2.83 ± 0.47 especies en invierno de 1990. La presencia del cardumen de *Seriola dumerilii* supuso que la biomasa de especies transeúntes tuviera un máximo en invierno de 1990 (74058.2 ± 9254.4 gramos/pirámide) (figura 3c), con valores por debajo de los 5000 gramos para las épocas restantes. El patrón de variabilidad de este parámetro no siguió una tendencia anual ni estacional.

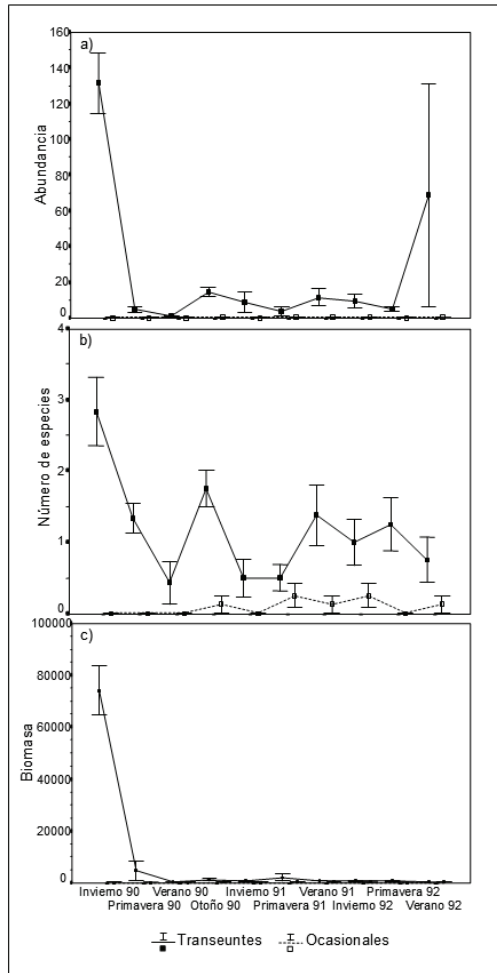


Figura 3. Abundancia (a), número de especies (b) y biomasa medios (c) de especies transeúntes y ocasionales, en las diferentes épocas de muestreo.

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

Las especies ocasionales (figura 3a, b, c) no mostraron diferencias significativas en su abundancia media ni en el nú-

Tabla 4. Análisis de la varianza de dos factores (época x año) de los parámetros indicados, y comparación de los respectivos niveles mediante el test de Tukey, considerando las especies transeúntes (T) y ocasionales (O).

Parámetro	Factor	g.l.	MS	F-ratio	Test de Tukey
Abundancia (T)	Época	2	1.961	5.864**	<u>P V I</u>
	Año	2	1.058	3.163 [*]	<u>91 92 90</u>
	Interacción	4	2.795	8.359***	
Nº especies (T)	Época	2	0.065	1.699 ^{ns}	<u>V P I</u>
	Año	2	0.107	2.796 ^{ns}	<u>91 92 90</u>
	Interacción	4	0.202	5.246**	
Biomasa (T)	Época	2	9.267	5.651**	<u>V P I</u>
	Año	2	9.487	5.784**	<u>91 92 90</u>
	Interacción	4	14.95	9.118***	
Abundancia (O)	Época	2	0.000	0.000 ^{ns}	<u>I P V</u>
	Año	2	0.016	1.294 ^{ns}	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	0.019	1.526 ^{ns}	
Nº especies (O)	Época	2	0.000	0.000 ^{ns}	<u>I P V</u>
	Año	2	0.009	1.294 ^{ns}	<u>90 92 91</u>
	Interacción	4	0.011	1.526 ^{ns}	
Biomasa (O)	Época	2	0.155	0.593 ^{ns}	<u>P V I</u>
	Año	2	0.331	1.265 ^{ns}	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	0.490	1.869 ^{ns}	

ns: no significativo; (*): $p < 0.05$; (**): $p < 0.025$; (***): $p < 0.001$; I: invierno; P: primavera; V: verano.

mero medio de especies ni en su biomasa (tabla 4). Sus valores fueron muy bajos, yendo de los 0.38 ± 0.25 individuos de *Thalassoma pavo* en primavera de 1991, a los 0.19 ± 0.19 individuos del resto de especies ocasionales (*Torpedo torpedo*, *Epinephelus marginatus*, *Dicentrarchus labrax* y *Sarpa salpa*).

Análisis a nivel de especies

De las 32 especies observadas en el Arrecife Artificial de Tabarca durante el periodo de estudio (ver tabla 1), 18 especies presentaron diferencias significativas en su abundancia y biomasa, ya sea entre años estudiados, entre épocas o simplemente en la interacción de ambos factores (tabla 5 y 6). Once especies no presentaron diferencias significativas entre épocas. De estas especies, siete (*Epinephelus costae*, *Sciaena umbra*, *Diplodus puntazzo*, *Diplodus sargus*, *Chromis chromis*, *Labrus merula* y *Scorpaena scrofa*) aparecieron de forma regular durante el estudio después de colonizar el arrecife artificial. Las otras 4 son especies que aparecen con cierta continuidad al final del estudio (*Muraena helena*), de forma esporádica (*Anthias anthias*) o en periodos muy concretos del estudio (*Oblada melanura*, *Spondyllosoma cantharus*). Los cambios que presentaron estas especies fueron significativos entre años estudiados (excepto *Anthias anthias* y *Labrus*

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

Tabla 5. Análisis de la varianza de dos factores (época x año) de la abundancia de las especies censadas en el arrecife artificial de Tabarca. Sólo se indican aquellas que han resultado significativas en algunos de sus factores.

Especie	Factor	g.l.	MS	F-ratio	test de Tukey
<i>Muraena helena</i>	Época	2	0.000	0.002 ^{ns}	<u>I P V</u>
	Año	2	0.074	4.298 ^{**}	<u>91 90</u> 92
	Interacción	4	0.020	1.156 ^{ns}	
<i>Anthias anthias</i>	Época	2	0.014	1.911 ^{ns}	<u>I P V</u>
	Año	2	0.014	1.872 ^{ns}	<u>90 92</u> 91
	Interacción	4	0.024	3.303 ^{**}	
<i>Epinephelus alexandrinus</i>	Época	2	0.022	0.680 ^{ns}	P I V
	Año	2	0.121	3.671 [*]	<u>90 92</u> 91
	Interacción	4	0.051	1.538 ^{ns}	
<i>Serranus cabrilla</i>	Época	2	0.292	5.996 ^{**}	I <u>V P</u>
	Año	2	0.437	8.974 ^{***}	<u>90 91</u> 92
	Interacción	4	0.049	1.012 ^{ns}	
<i>Seriola dumerilii</i>	Época	2	2.739	53.62 ^{***}	V P I
	Año	2	3.961	77.55 ^{***}	<u>92 91</u> 90
	Interacción	4	2.912	57.01 ^{***}	
<i>Sciaena umbra</i>	Época	2	0.092	0.628 ^{ns}	<u>I V P</u>
	Año	2	4.365	29.69 ^{***}	<u>90 91</u> 92
	Interacción	4	0.084	0.575 ^{ns}	
<i>Mullus surmuletus</i>	Época	2	1.281	7.606 ^{**}	<u>V P I</u>
	Año	2	0.053	0.315 ^{ns}	<u>91 92</u> 90
	Interacción	4	0.227	1.349 ^{ns}	
<i>Diplodus puntazzo</i>	Época	2	0.121	2.047 ^{ns}	<u>V I P</u>
	Año	2	0.798	13.46 ^{***}	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	0.263	4.446 ^{**}	
<i>Diplodus sargus</i>	Época	2	0.309	3.031 ^{ns}	<u>I V P</u>
	Año	2	0.487	4.773 ^{**}	<u>91 90</u> 92
	Interacción	4	0.308	3.019 ^{**}	
<i>Diplodus vulgaris</i>	Época	2	1.147	9.350 ^{***}	V <u>I P</u>
	Año	2	0.449	3.665 [*]	<u>91 92</u> 90
	Interacción	4	0.399	3.256 ^{**}	

ns: no significativo; (*): $p < 0.05$; (**): $p < 0.025$; (***): $p < 0.001$; I: invierno; P: primavera; V: verano.

Tabla 5. (continuación). Análisis de la varianza de dos factores (época x año) de la abundancia de las especies censadas en el arrecife artificial de Tabarca. Sólo se indican aquellas que han resultado significativas en algunos de sus factores.

Especie	Factor	g.l.	MS	F-ratio	test de Tukey
<i>Oblada melanura</i>	Época	2	0.016	0.257 ^{ns}	<u>V P</u>
	Año	2	0.262	4.094 ^{**}	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	0.249	3.884 ^{**}	
<i>Pagrus pagrus</i>	Época	2	0.066	5.515 ^{**}	<u>V P</u>
	Año	2	0.134	11.12 ^{**}	<u>91 92 90</u>
	Interacción	4	0.061	5.107 ^{**}	
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Época	2	0.121	2.387 ^{ns}	<u>P V</u>
	Año	2	0.205	4.018 ^{**}	<u>92 90 91</u>
	Interacción	4	0.332	6.519 ^{***}	
<i>Chromis chromis</i>	Época	2	0.060	0.356 ^{ns}	<u>V P</u>
	Año	2	4.348	25.64 ^{***}	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	0.480	2.834 [*]	
<i>Coris julis</i>	Época	2	0.866	5.148 ^{**}	<u>I V P</u>
	Año	2	1.047	6.224 ^{**}	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	0.030	0.184 ^{ns}	
<i>Labrus merula</i>	Época	2	0.078	1.864 ^{ns}	<u>P V</u>
	Año	2	0.100	2.392 ^{ns}	<u>91 90 92</u>
	Interacción	4	0.111	2.653 [*]	
<i>Symphodus tinca</i>	Época	2	1.150	18.24 ^{***}	<u>I V P</u>
	Año	2	1.309	20.75 ^{***}	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	0.072	1.145 ^{ns}	
<i>Scorpaena scrofa</i>	Época	2	0.027	0.699 ^{ns}	<u>P V</u>
	Año	2	0.126	3.241 [*]	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	0.017	0.441 ^{ns}	

ns: no significativo; (*): $p < 0.05$; (**): $p < 0.025$; (***): $p < 0.001$; I: invierno; P: primavera; V: verano.

merula, en los que sólo la interacción fue significativa), ya sea porque fueron progresivamente aumentando de número

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

y biomasa a lo largo del tiempo de estudio como *Sciaena umbra*, *Diplodus puntazzo*, *Oblada melanura*, *Chromis chromis* y *Scorpaena scrofa*; o porque aparecieron en mayor número en una época del año determinada, disminuyendo en otro periodo de tiempo (*Muraena helena*, *Epinephelus costae*, *Diplodus sargus*, *Oblada melanura* y *SpondylIOSOMA cantharus*).

De estas 11 especies, cuatro resultaron con interacción no significativa. Se trata de especies que mantienen su abundancia y biomasa constantes a lo largo de las diferentes épocas del año, incrementándose año a año como *Sciaena umbra* y *Scorpaena scrofa*, o disminuyendo un año para volver a incrementarse al siguiente, caso de *Muraena helena* y *Epinephelus costae*. En el resto, la interacción es significativa, de forma que dependiendo del año, la abundancia y la biomasa de estas especies en cada época varió de forma diferente (tabla 5 y 6). *Mullus surmuletus* sólo presenta diferencias significativas entre épocas, siendo mayor su presencia en los periodos invernales. La interacción tampoco es significativa, lo que refleja una pauta de aparición invernal muy concreta para todos los años estudiados.

La abundancia y la biomasa del resto de especies -*Serranus cabrilla*, *Seriola dumerilii*, *Diplodus vulgaris*, *Pagrus pagrus*, *Coris julis* y *Symphodus tinca*- fueron significativas entre épo-

Tabla 6. Análisis de la varianza de dos factores (época x año) de la biomasa de las especies censadas en el arrecife artificial de Tabarca. Sólo se indican aquellas que han resultado significativas en algunos de sus factores.

Especie	Factor	g.l.	MS	F-ratio	test de Tukey
<i>Muraena helena</i>	Época	2	0.040	0.058 ^{ns}	<u>V I P</u>
	Año	2	3.582	5.144 ^{**}	<u>91 90 92</u>
	Interacción	4	0.954	1.371 ^{ns}	
<i>Anthias anthias</i>	Época	2	0.118	1.911 ^{ns}	<u>I P V</u>
	Año	2	0.115	1.872 ^{ns}	<u>90 92 91</u>
	Interacción	4	0.204	3.303 ^{**}	
<i>Epinephelus costae</i>	Época	2	1.099	0.740 ^{ns}	<u>I P V</u>
	Año	2	5.073	3.417 [*]	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	1.395	0.940 ^{ns}	
<i>Serranus cabrilla</i>	Época	2	1.905	4.546 ^{**}	<u>I V P</u>
	Año	2	4.130	9.855 ^{***}	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	0.382	0.912 ^{ns}	
<i>Seriola dumerilii</i>	Época	2	14.60	20.26 ^{***}	V P I
	Año	2	28.95	40.16 ^{***}	<u>92 91 90</u>
	Interacción	4	14.85	20.60 ^{***}	
<i>Sciaena umbra</i>	Época	2	1.253	0.995 ^{ns}	<u>I V P</u>
	Año	2	46.38	36.84 ^{***}	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	0.868	0.690 ^{ns}	
<i>Mullus surmuletus</i>	Época	2	7.500	7.263 ^{**}	<u>P V I</u>
	Año	2	0.789	0.765 ^{ns}	<u>91 92 90</u>
	Interacción	4	3.110	3.012 [*]	
<i>Diplodus puntazzo</i>	Época	2	1.689	1.779 ^{ns}	<u>V I P</u>
	Año	2	15.16	15.96 ^{***}	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	3.009	3.170 ^{**}	
<i>Diplodus sargus</i>	Época	2	3.766	3.846 [*]	<u>I V P</u>
	Año	2	5.424	5.538 ^{**}	<u>91 90 92</u>
	Interacción	4	2.946	3.008 [*]	
<i>Diplodus vulgaris</i>	Época	2	2.092	7.102 ^{**}	<u>V I P</u>
	Año	2	1.095	3.717 [*]	<u>91 92 90</u>
	Interacción	4	1.003	3.406 ^{**}	

ns: no significativo; (*): $p < 0.05$; (**): $p < 0.025$; (***): $p < 0.001$; I: invierno; P: primavera; V: verano.

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

Tabla 6. (continuación.).

Especie	Factor	g.l.	MS	F-ratio	test de Tukey
<i>Oblada melanura</i>	Época	2	0.641	0.965ns	<u>V I P</u>
	Año	2	2.786	4.190**	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	3.013	4.530**	
<i>Pagrus pagrus</i>	Época	2	1.288	5.297**	<u>V I P</u>
	Año	2	2.639	10.85***	<u>91 92 90</u>
	Interacción	4	1.193	4.907**	
<i>Spondyllosoma cantharus</i>	Época	2	1.585	2.782ns	<u>P V I</u>
	Año	2	2.430	4.264**	<u>92 90 91</u>
	Interacción	4	3.795	6.659***	
<i>Chromis chromis</i>	Época	2	0.301	0.714ns	<u>V I P</u>
	Año	2	7.238	17.17***	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	0.981	2.329ns	
<i>Coris julis</i>	Época	2	3.558	8.272***	<u>I V P</u>
	Año	2	6.098	14.17***	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	0.351	0.817ns	
<i>Labrus merula</i>	Época	2	4.488	3.864*	<u>P I V</u>
	Año	2	4.375	3.766*	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	2.592	2.232ns	
<i>Symphodus tinca</i>	Época	2	10.34	14.60***	<u>I V P</u>
	Año	2	12.51	17.67***	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	0.748	1.057ns	
<i>Scorpaena scrofa</i>	Época	2	0.353	0.353ns	<u>P I V</u>
	Año	2	3.267	3.266*	<u>90 91 92</u>
	Interacción	4	0.747	0.747ns	

ns: no significativo; (*): $p < 0.05$; (**): $p < 0.025$; (***): $p < 0.001$; I: invierno; P: primavera; V: verano.

cas y años. En unos casos, la significación se debió a la aparición esporádica de la especie, con valores altos, como es el caso de *Seriola dumerilii* y *Pagrus pagrus*. En el caso de *Serranus cabrilla*, *Diplodus vulgaris*, *Coris julis* y *Symphodus*

tinca, las diferencias se debieron más a repuntes de su abundancia en ciertas épocas con una pauta muy definida.

El resto de especies -hasta 14 en número- no presentaron diferencias significativas para los factores considerados. En algunos casos como *Torpedo torpedo*, *Phycis phycis*, *Epinephelus marginatus*, *Dicentrarchus labrax*, *Diplodus annularis*, *Sarpa salpa*, *Spicara maena*, *Thalassoma pavo*, *Balistes carolinensis* y *Atherina* sp se debió a su aparición esporádica. El resto de especies -*Apogon imberbis*, *Dentex dentex*, *Parablennius rouxi* y *Tripterygion tripteronotus*- aparecieron de forma más o menos constante pero con unos niveles de abundancia media muy bajos (entre 0.1 y 2 individuos/pirámide).

Análisis multivariante de la variación temporal del poblamiento

El MDS bidimensional basado en la abundancia de las especies, a un 60% de similaridad, muestra una clara separación entre la primera (invierno 1990) y la última (verano 1992) época de muestreo (figura 4). Entre las dos se distinguen dos grupos: uno formado por los muestreos de invierno 1991, invierno 1992 y verano 1991; y otro grupo con el resto muestreos. SIMPER dió unas disimilitudes entre muestreos entre el 20 y el 82%, debido principalmente a especies como *Se-*

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

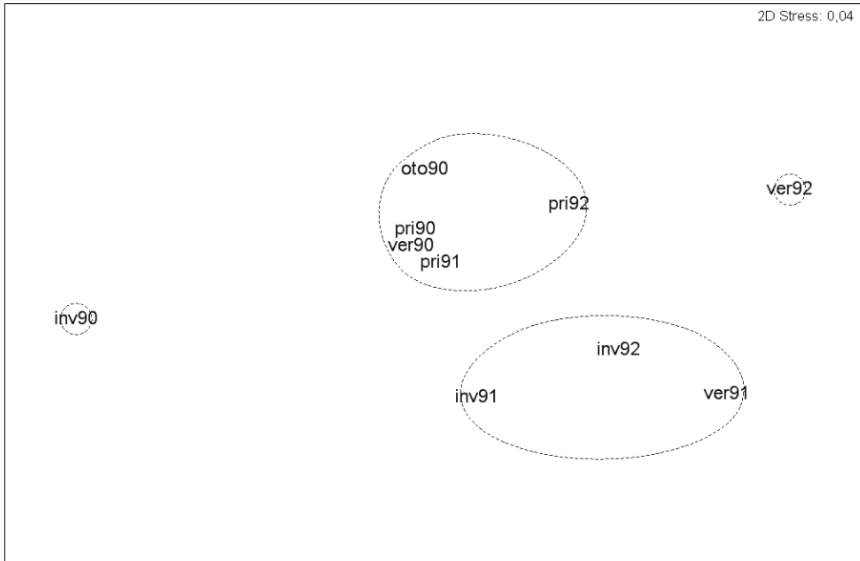


Figura 4. Ordenación de los muestreos en el MDS. Los círculos engloban elementos con más de un 60% de similitud.

riola dumerilii, *Chromis chromis*, *Diplodus vulgaris* o *Sciaena umbra*, ya sea porque son especies que aparecen y desaparecen de un muestreo al otro, porque cambian de densidad o porque aumentan paulatinamente de densidad según aumenta el tiempo de inmersión del Arrecife Artificial de Tabarca. La composición del poblamiento íctico en términos de abundancia varió de manera diferente entre épocas para cada uno de los años estudiados, sin un patrón definido significativo

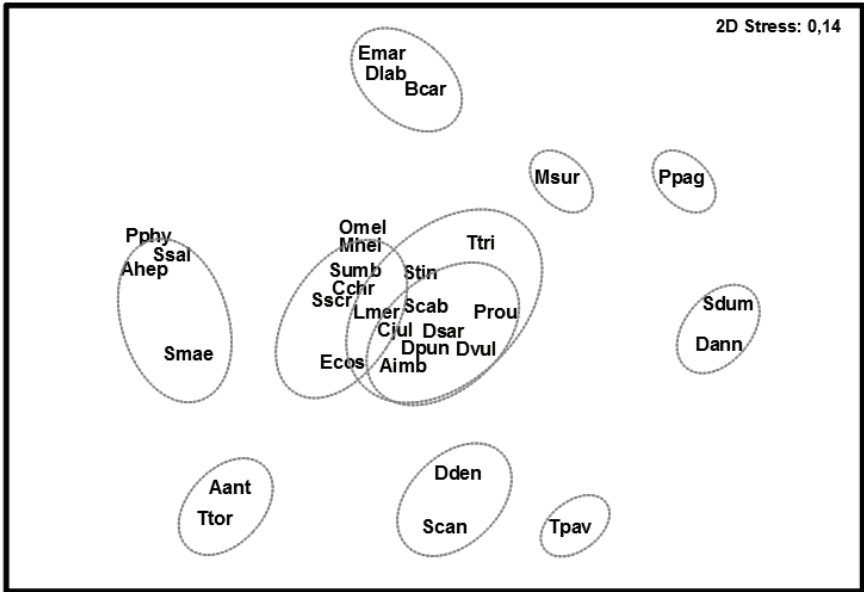


Figura 5. Ordenación de las especies en el MDS. Los círculos engloban elementos con más de un 60% de similitud.

que marque eventos temporales repetitivos (PERMANOVA: $MS_{\text{época} \times \text{año}}: 5911,23$; $F: 6,001$; $P < 0,0002$). La ordenación de las especies en el MDS (figura 5) muestra tres grupos de especies muy solapados entre si, compuestos por aquellas que aparecen de manera más o menos continuada a lo largo del estudio, y luego toda una serie de grupos correspondientes a especies que aparecen de manera ocasional en diferentes muestreos.

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

Discusión

La composición íctica del arrecife artificial de Tabarca es similar cualitativamente a la observada en otros arrecifes artificiales estudiados en el Mediterráneo Occidental mediante censos visuales (Ody, 1987; Charbonnel, 1990; Sánchez Jerez y Ramos, 1995; Ardizzone et al., 1997a; D'Anna *et al.*, 1994; Relini et al. 1994; Moreno *et al.*, 1994); y está claramente diferenciada de aquellas registradas en el Mediterráneo Oriental (Spanier *et al.*, 1990; Spanier, 1995), Atlántico central (Bortone *et al.*, 1994; Neves Santos et al. 1996; Herrera, 1998) y del Atlántico septentrional (Jensen *et al.*, 1994; Collins et al. 1995; Lewis et al. 1997).

A los seis meses de su instalación, el arrecife artificial de Tabarca albergaba un total de 11 especies, de las cuales 6 se consideraron residentes. Esta rapidez en ocupar hábitats nuevos se ha observado tanto en arrecifes artificiales instalados en zonas templadas como en zonas tropicales (Bohnsack y Sutherland, 1985; Bohnsack y Talbot, 1980). Al final del presente estudio, después de tres años desde su inmersión, se registraron un total de 32 especies, que contrasta por un lado con las 17 especies observadas por Ardizzone et al. (1997a) después de diez años; representa un número de especies similar a las encontradas por Fabi y Fiorentini

(1994) al cabo de cuatro años en Senigallia (Italia). Por el contrario, se diferencia de las 41 especies registradas por Relini et al. (1994) en Loano (Italia) después de tres años; o las 36 encontradas por Sánchez Jerez y Ramos (1995) en El Campello al cabo de dos años de estudio. Estas diferencias, en cuanto al número total de especies, no sólo se deben a la localización geográfica, ni están necesariamente correlacionadas con el tiempo de inmersión (Ardizzone et al. 1997b), sino que dependen también de otros factores como la profundidad (Ody y Harmelin, 1994), la complejidad del sustrato artificial (Ody, 1987), la naturaleza y estado de los fondos circundantes (Randall, 1963), y el nivel de desarrollo de las comunidades bentónicas (Relini et al. 1994).

La explicación de que se hayan observado un total de 32 especies -y sólo 17 de ellas fueron residentes- se puede deber a varios factores, aunque profundidad y tipo de diseño parecen ser los más determinantes. El hecho de estar instalado a 21 metros de profundidad, por debajo de la termoclina estival y sobre un fondo de sedimento fino fácilmente movilizable en suspensión, le da un carácter circalitoral al Arrecife Artificial de Tabarca, reflejado en la comunidad fitobentónica de afinidad esciáfila existente durante la duración del estudio (Aranda y Boisset, 1993); y la presencia en ciertas épocas

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

de *Anthias anthias*, especie característica de fondos rocosos circalitorales (Whitehead *et al.*, 1984-86), o de *Serranus cabrilla* que es típico de fondos litorales profundos en el Mediterráneo (García Rubiés, 1997). El efecto de la profundidad sobre la estructura de la comunidad íctica ha sido puesta de manifiesto por varios estudios tanto en fondos de roca (Bell, 1983; García Rubiés y Zabala, 1990; Jouvenel, 1992; García Rubiés, 1997) como de pradera de *Posidonia oceanica* (García Charton *et al.*, 1993; Harmelin-Vivien, 1984) y en arrecifes artificiales (Ody, 1987; Bayle *et al.*, 1994; Ody y Harmelin, 1994), causando un empobrecimiento general en el número de especies del poblamiento (Harmelin, 1990).

El otro factor considerado importante -el diseño estructural de los módulos- habría impedido una mayor riqueza de especies debido a la falta de una mayor complejidad estructural que favoreciese un mayor número de microhábitats, y refugio más seguro para especies sedentarias y/o de pequeño tamaño, con unos requerimientos o relación con el sustrato muy definidos (Bohnsack, 1991). Los mismos resultados se han obtenido en otros arrecifes artificiales construidos en Francia con grandes aberturas internas (Charbonnel, 1990), a pesar de tener un volumen tres veces mayor que el Arrecife Artificial de Tabarca. La relación entre ictiofauna, y el tipo y estructu-

ra espacial del sustrato ha sido evidenciada por numerosos trabajos (Luckhurst y Luckhurst, 1977; Hixon y Beets, 1989; García Charton *et al.*, 2004), llegando a considerar como uno de los factores más importantes en lo que respecta al éxito o fracaso de los objetivos de un arrecife artificial (Bohnsack *et al.*, 1991; Pickering y Whitmarsh, 1997).

Respecto a la variación temporal, la abundancia media del poblamiento total no presentó un patrón definido, en el sentido que no se distinguen claramente pautas estacionales o interanuales concretas. A pesar de los resultados del ANOVA, que sólo encuentra significativa la variabilidad interanual, lo cierto es que la abundancia media del poblamiento total fluctúa acusadamente a lo largo del periodo estudiado. Gran parte de esta fluctuación se debe a las especies errantes pelágicas, que utilizan el arrecife artificial como referencia espacial (Sato, 1985) o se agregan a él como respuesta a un comportamiento concreto (Nakamura, 1985), permaneciendo durante periodos más o menos largos. Es el caso de *Seriola dumerilii*, que está presente de forma abundante durante los primeros muestreos hasta su paulatina desaparición en el verano de 1990, probablemente debido a migraciones relacionados con la ontogenia de la especie (Andaloro *et al.*, 1992). Esta misma especie volvió a aparecer esporádicamente a lo

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

largo del estudio (primavera 1991), y se tiene constancia que ha aparecido agregada alrededor del Arrecife Artificial de Tabarca después de finalizado el muestreo, siendo frecuente entre finales de primavera y mediados de verano, época en la que es capturada por la flota artesanal de Tabarca mediante curricán. Otras especies pelágicas, como *Spicara maena* u *Oblada melanura*, mostraron una pauta igualmente irregular. Estas especies, parecen estar más determinadas por las concentraciones de plancton que por cualquier otro tipo de factor biótico o abiótico (Hamner *et al.*, 1988).

En términos similares se comporta la abundancia media del poblamiento residente, aunque con cierta pauta más definida que se refleja en una mayor abundancia en primavera. Una buena parte de la variabilidad fue debida a las fluctuaciones en la abundancia de *Diplodus vulgaris*, que aparece en cardúmenes pluriespecíficos junto con *Diplodus sargus* y *Diplodus puntazzo*. Esta especie es típica de fondos rocosos infralitorales, con topografía más o menos accidentada (Sala y Ballesteros, 1997). Sus variaciones son debidas, por una parte, al comportamiento reproductor que tiene lugar entre mediados de primavera y primeros de verano (Mann y Buxton, 1998) que los hace concentrarse alrededor de fondos rocosos; y a las variaciones otoñales e invernales debidas a

movimientos erráticos provocados posiblemente por el enturbiamiento de las aguas tras fuertes temporales (obs. per.).

Muchos autores describen pautas estacionales de la abundancia en arrecifes artificiales del Mediterráneo (por ejemplo, Relini et al., 1994; Relini *et al.*, 1995), sobre todo los que utilizan artes de pesca artesanal en el estudio de la ictiofauna (Fabi y Fiorentini, 1994; D'Anna *et al.*, 1994). Otros autores asumen una mayor variabilidad en sus datos, que supera la puramente estacional (Ody, 1987; Bregliano y Ody, 1987; Charbonnel, 1989; Herrera, 1998). Estos autores interpretan esta mayor variabilidad como el resultado de la coincidencia en el tiempo de los efectos estacionales y el proceso de colonización reflejado en la llegada de nuevas especies al arrecife artificial. Dentro de la variabilidad total mostrada por la abundancia media a lo largo del estudio, una parte significativa se deberá, por un lado, a la variabilidad - tanto espacial como temporal- a pequeña escala derivada de la desigual presencia de los individuos entre los cuatro módulos que forman el arrecife artificial de Tabarca, y a lo largo de los días en que se realizaban los censos de cada época. Esta variabilidad entre censos de arrecifes artificiales de idénticas características ha sido citada por varios autores (Molles, 1978; Talbot et al., 1978; Bohnsack y Talbot, 1980; Herrera, 1998), y se

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

interpreta como evidencia de la falta de interacciones sólidas que determinen la coexistencia de especies o la composición específica de un poblamiento que ocupe un tipo de hábitat particular (Sale, 1988). Otro aspecto que merece la pena ser destacado es la falta de pautas asintóticas en la dinámica de la abundancia media a lo largo del tiempo de estudio, que podría ser un indicio de que no se ha llegado a saturar la capacidad de carga del hábitat artificial (Sale, 1980).

El número medio de especies aumenta progresivamente a lo largo de los años de muestreo -más evidente considerando sólo el poblamiento residente-, lo que puede interpretarse como un proceso de colonización paulatina aunque con una variabilidad acusada entre épocas. Estos resultados son similares a los encontrados por otros autores (Aguilar y González, 1984; Walsh, 1985; Ody, 1987; Charbonnel, 1989; Buckley y Hueckel, 1985; Neves Santos, 1997; Herrera, 1998), y están directamente ligados al tiempo de inmersión del arrecife artificial (Relini et al., 1994). La variabilidad interestacional en el número de especies se debe, por un lado, a la mayor presencia durante la primavera de algunas especies (*Coris julis*, *Symphodus tinca*, *Labrus merula*) con un marcado comportamiento reproductivo (Lejeune, 1984); y a la presencia de especies ocasionales y transitorias en momentos muy concre-

tos (por ejemplo, *Spondyliosoma cantharus*, *Dentex dentex*, *Mullus surmulletus*, *Oblada melanura*, *Balistes carolinensis*, *Atherina* sp). El incremento interanual lo provocan aquellas especies de tipo sedentario que pasan a ocupar el arrecife artificial de forma más o menos permanente. Este grupo lo forman, básicamente, *Muraena helena*, *Phycis phycis*, *Epinephelus costae*, *Sciaena umbra* y *Scorpaena scrofa*. Tenemos, por tanto, un solapamiento en el tiempo de dos procesos. Por una parte, el recambio de especies a lo largo del tiempo provocado por las diferentes formas de utilizar el arrecife artificial por parte de las distintas especies (Harmelin y Bellan-Santini, 1997) y el asentamiento progresivo de especies residentes que usan el arrecife artificial como hábitat habitual. Las especies directamente responsables del proceso de colonización propiamente dicho llegan a oleadas sucesivas a lo largo de los años estudiados, como queda reflejado en la ordenación multivariante de los muestreos. Probablemente, las especies más ligadas al proceso colonizador llegan buscando un hábitat apropiado como refugio, ya que la mayoría son de hábitos sedentarios, muy ligadas al sustrato, en un proceso similar al que propone Sale (1991), en el que las especies se reparten por el espacio habitable disponible mediante un proceso al azar. Tampoco debería descartarse el efecto de la atracción por el aumento de presas tanto de naturaleza íctica, como al

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

aumento de presas ligado al desarrollo en complejidad y biomasa de la comunidad bentónica (Hueckel y Buckley, 1987), como se ha comprobado en algunos arrecifes artificiales (Foster *et al*, 1995; Herrera, 1998). Si bien, este efecto probablemente sea menor que el inducido por la complejidad del hábitat, ya que la mayor parte de las especies parece que se alimentan de los fondos blandos cercanos (Ardizzone et al., 1997a; Bortone y Nelson, 1995). También hay que considerar los posibles efectos que puedan tener sobre la tasa de colonización del poblamiento total otros factores como la estacionalidad (Osman, 1978; Schoener, 1974), las características autoecológicas de las especies implicadas (Simberloff, 1978; Villa et al., 1992) o las perturbaciones de tipo natural (p.e., los temporales) o antrópico (Herwitz et al., 1996)

Podemos concluir que, aunque se aprecia una cierta tendencia hacia una mayor estructuración y complejidad, los parámetros del poblamiento reflejan una acusada fluctuación temporal a lo largo de todo el periodo de estudio, que se considera típico de las primeras fases de la ocupación del arrecife (Bohnsack et al., 1991). A una escala temporal anual, los resultados indican un cierto nivel de estabilidad del poblamiento íctico (*sensu* Snoeijs y Prentice, 1989) entre 1991 y 1992, ya que los muestreos de este último año fueron muy similares

a los del primero. Por otro lado, y considerando la dinámica de algunas especies por separado, se puede apreciar cierta tendencia más acorde con lo esperado en un proceso de colonización. Esto nos demuestra que, para ciertos tipos de estudio, puede ser más recomendable el seguimiento y análisis de ciertas especies concretas o grupos de especies, que el análisis de la comunidad en su conjunto (Sánchez Jerez y Ramos-Esplá, 1996).

Las fluctuaciones a una escala temporal pequeña evidencian la falta de interacciones entre las diferentes especies (Gascon y Miller, 1981), y son un indicio que el arrecife artificial de Tabarca no es capaz de condicionar progresivamente un estado de “estabilidad” permanente en los tres años que duró el estudio, probablemente debido a la inmadurez del sistema (Christensen, 1995). Por tanto, podemos considerar que la ictiofauna del arrecife artificial de Tabarca, en estos tres años de estudio, ha tenido una dinámica poco predecible. Esta conclusión apoya la idea de que este número de años (3, en nuestro caso) son insuficientes para favorecer el asentamiento de una comunidad de peces mínimamente estructurada, y que pueda ser sometida a explotación pesquera. Por otra parte, la dinámica de la comunidad íctica refleja la importancia del diseño del arrecife artificial, de su localización, y del

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

estado, naturaleza y configuración de los tipos de fondos circundantes.

Por otro lado, la biomasa residente del arrecife artificial de Tabarca observada durante el periodo de estudio nunca sobrepasó los 12 kg. de media, siendo los valores más usuales entre 2 y 6 kg. Este hecho, teniendo en cuenta la biología de las especies que más proporción de biomasa aportan (sedentarias, crecimiento lento, cociente P/B bajo), no permitiría una explotación pesquera continuada y rentable. Hablamos de especies directamente relacionadas con la estructura artificial sumergida, y no de los poblamientos que puedan desarrollarse a lo largo de la área de influencia del arrecife. Estas últimas podrían experimentar cambios positivos debido al cese del impacto de la pesca de arrastre, como así se ha demostrado en arrecifes artificiales antiarrastre extensivos para el caso de *Mullus surmuletus* (Martínez Hernández, 1996). Plantear la explotación sistemática de estos arrecifes artificiales podría suponer el aumento de la vulnerabilidad de las especies sedentarias atraídas desde fondos naturales cercanos (Polovina, 1989). Se podría plantear -y de hecho, así ha sucedido en la práctica durante los últimos tres años- una explotación de los cardúmenes de *Seriola dumerilii* mediante curricán de superficie o medio fondo, aprovechando la ten-

dencia de esta especie a agregarse alrededor de este tipo de estructuras, y como actividad complementaria a la realizada con otros artes de pesca. Esta actividad se ha establecido espontáneamente, y la realizan pescadores artesanales profesionales y deportivos, principalmente entre los meses de mayo y septiembre.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó con el apoyo de la Secretaría General de Pesca Marítima (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación) y el Club Náutico de Santa Pola. Quiero agradecer también la asistencia durante los muestreos en el mar de Juan Fuster y José Ruso “Pichu”. Asimismo, agradezco la ayuda del Dr. Aitor S. Forcada Almarcha por su ayuda en la edición del manuscrito. Este trabajo se financió con una beca predoctoral de FPI de la Conselleria de Educación y Ciencia (Generalitat Valenciana).

Bibliografía

- AGUILAR, C. y GONZÁLEZ, G. 1984. Primeras etapas en la colonización de refugios artificiales. II. Tasas de colonización. *Revista de Investigaciones Marinas* 5 (3): 91-98.
- ANDALORO, F., POTOSCHI, A. y PORRELLO, S. 1992. Contribution to the knowledge of growth of greater amberjack, *Seriola dumerilii*

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

(Cuv., 1817) in the Sicilian Channel (Mediterranean Sea). *Rapport Commission international Mer Méditerranée* 33: 282.

ANDERSON, M.J. 2005. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Dept. Of Statistics, University of Auckland, New Zealand.

ARANDA, A. y BOISSET, F. 1993. Aportaciones a la colonización, por algas bentónicas, del arrecife artificial de la Isla de Tabarca (Alicante, España). *Publicaciones Especiales Instituto Español de Oceanografía* 11: 91-97.

ARDIZZONE, G.D., BELLUSCIO, A. y SOMASCHINI, A. 1997a. Fish colonization and feeding habits on a Mediterranean artificial habitat. In L.E. Hawkins, S. Hutchinson, A.C. Jensen, M. Sheader y J.A. Williams (ed), 1997. *The response of marine organisms to their environments*. University of Southampton, pp 265-290.

ARDIZZONE, G.D., SOMASCHINI, A. y BELLUSCIO, A. 1997b. Biodiversity of european artificial reefs. In Jensen, A.C. (ed). *European artificial reef research*. Southampton Oceanography Centre, pp 39-59.

BAYLE, J.T., RAMOS, A.A. y GARCÍA CHARTON, J.A. 1994. Intra-annual variability of an artificial reef fish assemblage in the Marine Reserve of Tabarca (Alicante, Spain, SW Mediterranean). *Bulletin of Marine Science* 55 (2-3): 824-835.

BELDA, L. y JOVER, M. 1992. *Los arrecifes artificiales de la Comunidad Valenciana*. Serie Divulgació Tècnica, 19. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Generalitat Valenciana. 119 pp.

- BELL, J.D. 1983. Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north-western Mediterranean sea. *Journal of Applied Ecology* 20: 357-369.
- BELL, J.D., CRAIK, G.J.S., POLLARD, D.A. y RUSSELL, B.C. 1985. Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater. *Coral Reefs* 4: 41-44.
- BOHNSACK, J.A. 1991. Habitat structure and the design of artificial reefs. In: S.S. Bell, E.D. McCoy y H.R. Mushinsky, (ed), *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, pp. 412-426.
- BOHNSACK, J.A. y BANNEROT, S.P. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *Dep. Commer., NOAA Technical Report NMFS* 41, 15 pp.
- BOHNSACK, J.A. y SUTHERLAND, D.L. 1985. Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bulletin of Marine Science* 37(1): 11-39.
- BOHNSACK, J.A. y TALBOT, F.H. 1980. Species-packing by reef fishes on australian and caribbean reefs: an experimental approach. *Bulletin of Marine Science* 30(3): 710-723.
- BOHNSACK, J.A., JOHNSON, D.L. y AMBROSE, R.F. 1991. Ecology of artificial reef habitats and fishes, In: W. Seaman Jr. y L.M. Sprague (ed), *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. Academic Press, Inc., pp. 61-107.

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

- BOMBACE, G. 1997. Protection of biological habitats by artificial reefs. In A.C. Jensen, (ed.). 1997. *European artificial reef research*. Southampton Oceanography Centre, pp 1-15.
- BORTONE, S.A. y KIMMEL, J.J. 1991. Environmental assessment and monitoring of artificial habitats. In W. Seaman Jr. y L.M. Sprague (ed.), *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. Academic Press, Inc., pp. 177- 236.
- BORTONE, S. A. y NELSON, B.D. 1995. Food habitats and forage limits of artificial reef fishes in the Northern Gulf of Mexico. In *ECO-SET'95, Int. conf. on ecol. sys. enhanc. tech. for aq. envir.*, pp 215-220.
- BORTONE, S.A., VAN TASSELL, J., BRITO, A., FALCÓN, J., MENA, J. y BUNDRICK, M. 1994. Enhancement of the nearshore fish assemblage in the Canary Islands with artificial habitats. *Bulletin of Marine Science* 55(2-3): 602-608.
- BREGLIANO, Ph. y ODY, D. 1987. Structure du peuplement ichthyologique de substrat dur à travers le suivi des récifs artificiels et d'une zone naturelle témoin. *Colloque franco-japonaise Océanographique*, Marseille 16-21 Sept. 85, 6: 101-112.
- BUCKLEY, R.M. y HUECKEL, G.J. 1985. Biological processes and ecological development on an artificial reef in Puget Sound, Washington. *Bulletin of Marine Science* 37(1): 50-69.
- CASTILLO, R. y PÉREZ, F. 1994. Potential economic value of the ichthyological fauna on an artificial reef in Gran Canaria. *Bulletin of Marine Science* 44(2-3): 1332.

- CHARBONNEL, E. 1989. Evaluation des peuplements ichthyologiques des récifs artificiels dans les établissements de pêche des Alpes Maritimes. Rapport final. *Conseil Gen. des Alpes Maritimes (Service Environnement et Gestion du Milieu Naturel)*, Cons. reg. Provence-Alpes-Cote d'Azur. CEE-FEOGA, Parc National de Port-Cros. 96 pp.
- CHARBONNEL, E. 1990. Les peuplements ichthyologiques des récifs artificiels dans le Département des Alpes-Maritimes (France). *Bulletin Société Zoologique de France* 115: 123-136.
- CHRISTENSEN, V. 1995. Ecosystem maturity: towards quantification. *Ecological modelling* 77:3-32.
- CLARKE, K.R. y WARWICK, R.M. 1994. Change in Marine Communities. Plymouth Marine Laboratory, 144 pp.
- COLLINS, K., JENSEN, A.C. y MALLISON, J. 1995. Biological development of a stabilized coal ash artificial reef, Poole Bay. In *ECO-SET'95: Proc. Int. Conf. Ecol. Syst. Enhancement Tech. Aquat. Environ.* Pp 119-124.
- D'ANNA, G., BADALAMENTI, F., GRISTINA, M. y PIPITONE, C. 1994. Influence of artificial reefs on coastal nekton assemblages of the Gulf of Castellammare (northwest Sicily). *Bulletin of Marine Science* 55(2-3): 418-433.
- FABI, G. y FIORENTINI, L. 1994. Comparison between an artificial reef and a control site in the Adriatic sea: analysis of four years of monitoring. *Bulletin of Marine Science* 55(2-3): 538-558.

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

- FOSTER, K.L., KROPP, R.K., STEIMLE, F.W., MUIR, W.C. y CONLIN, B.E. 1995. Fish community and feeding habitats at a pre-fabricated concrete artificial reef in Delaware bay, USA. In *ECOSET'95, Int. conf. on ecol. sys. enhanc. tech. for aq. envir.* Pp 266-271.
- FRONTIER, S. 1986. La méthode des cotations d'abondance appliquée aux pêcheries artisanales. In S. Frontier, (ed.), *Evaluation et optimisation des plans d'échantillonnage en écologie littorale.* CNRS: 263-285.
- GARCÍA CHARTON, J.A., BAYLE-SEMPERE, J.T., SÁNCHEZ LIZASO, J.L., CHIESA, P. LLAURADÓ, F., PÉREZ, C. y DJIAN, H. 1993. Respuesta de la pradera de *Posidonia oceanica* y su ictiofauna asociada al anclaje de embarcaciones en el Parque Natural de Port-Cros (Francia). *Publicaciones Especiales Instituto Español de Oceanografía* 11: 423-430.
- GARCÍA-CHARTON, J.A., PÉREZ-RUZAFÁ, A., SÁNCHEZ-JEREZ, P., BAYLE-SEMPERE, J.T. REÑONES, O. y MORENO, D. 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology* 144: 161-182.
- GARCÍA-RUBIÉS, A. 1997. *Estudi ecològic de les poblacions de peixos litorals sobre substrat rocós a la Mediterrània occidental: efectes de la fondària, el substrat, l'estacionalitat i la protecció.* Tesis doctoral. Universitat de Barcelona. 261 pp.

- GARCÍA RUBIÉS, A. y ZABALA, M. 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblage of Medes Islands marine reserve. *Scientia Marina* 54(4): 317-328.
- GASCON, D. y MILLER, R.A. 1981. Colonization by nearshore fish on small artificial reefs in Barkley Sound, British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 59: 1635-1646.
- GÓMEZ-BUCKLEY, M.C. y HAROUN, R.J. 1994. Artificial reefs in the Spanish coastal zone. *Bulletin of Marine Science* 55(2-3): 1021-1028.
- GOUTAYER, J.J., TENA, F., ROJO, E. y RAMÓN, C. 1994. Perspectives and objectives of the artificial reefs in the Spanish Mediterranean Sea and its relation with the protection and improvement of the artisanal fisheries. *Bulletin of Marine Science* 55(2-3): 1336.
- GREAT BARRIER REEF MARINE PARK AUTHORITY. 1978. Workshop on reef fish assessment and monitoring. *G.B.R.M.P.A. Workshop Ser. Townsville, Australia*, 66 pp.
- GUIRADO ROMERO, J., MORENO LAMPREAVE, D. y CASTRO NOGUEIRA, H. 1997. Gestión de los recursos marinos en el Mediterráneo occidental: arrecife artificial de Cabo de Gata. En García, L. y Navarro, A. (ed.), *Recursos naturales y medio ambiente en el Sureste Peninsular*. Inst. Estud. Almerienses, pp 147-159.
- HAMNER, W.M., JONES, M.S., CARLETON, J.H., HAURI, I.R. y WILLIAMS, D.McB. 1988. Zooplankton, planktivorous fish and water currents on a windward reef face: Great Barrier Reef, Australia. *Bulletin of Marine Science* 42(3): 459-479.

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

- HARMELIN-VIVIEN, M.L. 1984. Ichtyofaune des herbiers de Posidonies du Parc Naturel regional de Corse. *Int. Workshop P.Ocean. beds* 1:291-301.
- HARMELIN-VIVIEN, M.L. y FRANCOUR, P.. 1992. trawling or visual censuses? Methodological bias in the assessment of fish populations in seagrass beds. *Marine Ecology PSZNI* 13(1): 41-51.
- HARMELIN-VIVIEN, M.L., HARMELIN, J.G., CHAUVET, C., DUVAL, C., GALZIN, R., LEJEUNE, P., BARNABÉ, G., BLANC, F., CHEVALIER, R., DUCLERC, J. y LASSERRE, G. 1985. Evaluation des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. *Revue Ecologie (Terre Vie)* 40: 467-539.
- HARMELIN, J.G. 1990. Ichtyofaune des fonds rocheux de Méditerranée: structure du peuplement du coralligène de l'île de Port Cros (Parc national, France). *Mésogée* 50:23-30.
- HARMELIN, J.G. y BELLAN-SANTINI, D. 1997. Assessment of biomass and production of artificial reef research. In A.C. Jensen, *European artificial reef research*. Proc. 1st EARRN conference, Ancona, Italy. Publ. Southampton Oceanogr. Centre, pp 305-322.
- HAROUN, R., GÓMEZ, M., HERNÁNDEZ, J.J., HERRERA, R., MONTERO, D., MORENO, T., PORTILLO, A., TORRES, M.E. y SOLER, E. 1994. Environmental description of an artificial reef site in Gran Canaria (Canary Islands, Spain) prior to reef placement. *Bulletin of Marine Science* 55(2-3): 932-938.
- HERRERA, R. 1998. *Dinámica de las comunidades bentónicas de los arrecifes artificiales de Arguineguin (Gran Canaria) y Lanzarote.*

Tesis doctoral, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 270 pp.

HERWITZ, S.R., WUNDERLIN, R.P. y HANSEN, B.P. 1996. Species turnover on a protected subtropical barrier island: a long-term study. *Journal of Biogeography* 23: 705-715.

HIXON, M.A. y BEETS, J.P. 1989. Shelter characteristics and Caribbean fish assemblages: Experiments with artificial reefs. *Bull. Mar. Sci.*, 44(2): 666-680.

HUECKEL, G.J. y BUCKLEY, R.M. 1987. The influence of prey communities on fish species assemblages on artificial reefs in Puget Sound, Washington. *Environmental Biology of Fishes* 19(3): 195-214.

JENSEN, A.C., COLLINS, K.J., LOCKWOOD, A.P.M., MALLINSON, J.J. y TURNPENNY, W.H. 1994. Colonization and fishery potential of a coal-ash artificial reef, Poole Bay, United Kingdom. *Bulletin of Marine Science* 55(2-3): 1263-1276.

JOUVENEL, J.Y. 1992. *Etude de la faune ichthyologique d'une zone rocheuse dans la region de Banyuls sur mer en Méditerranée*. D.E.A. "Chimie de l'Environnement et Santé". Université d'Aix-Marseille, 31 pp.

KIKUCHI, T. 1966. An ecological study on animal communities of the *Zostera marina* belt in Tomioka Bay, Amakusa, Kyushu. *Publications Amakusa Marine Biology Lab, Kyushu* 1: 1-82.

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

- LEJEUNE, P. 1984. *Etude écoéthologique des comportements reproducteurs et sociaux des Labridae méditerranéens des genres *Symphodus* RAFINESQUE, 1810 et *Coris* LACEPEDE, 1802*. Thèse de Doctorat des Sciences. Université de Liège, Belgique. 231 pp.
- LEWIS, R., DE VRIES, I. y BUSSCHBACH, H. 1997. Lessons from a controversial experiment. In L.E. Hawkins,, S. Hutchinson,, A.C. Jensen,, M. Shearer, y J.A. Williams, (ed). *The response of marine organisms to their environments*. University of Southampton, pp 327-336.
- LUCKHURST, B. y LUCKHURST, K. 1977. Analysis of the influence of the substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology* 49: 317-323.
- MANN, B. Q. y BUXTON, C.D. 1998. The reproductive biology of *Diplodus sargus capensis* and *Diplodus cervinus hottentotus* (Sparidae) off the southeast Cape Coast, South Africa. *Cybium* 22(1): 31-47.
- MARTÍNEZ HERNÁNDEZ, J.M. 1996. *La pesca artesanal de El Campello (Alicante, SE Ibérico): caracterización y elementos para una ordenación*. Tesis doctoral, Universidad de Alicante. 250 pp.
- MOLLES, M.C. 1978. Fish species diversity on model and natural reef patches: experimental insular biogeography. *Ecological Monographs* 48: 289-305.

- MORENO, I., ROCA, I., REÑONES, O., COLL, J. y SALAMANCA, M. 1994. Artificial reef program in Balearic waters (Western Mediterranean). *Bulletin of Marine Science* 55(2-3): 667-671.
- NAKAMURA, M. 1985. Evolution of artificial fishing reef concepts in Japan. *Bulletin of Marine Science* 37(1): 271-278.
- NEVES SANTOS, M. 1997. *Ichthyofauna of the artificial reefs of the Algarve coast. Exploitation strategies and management of local fisheries*. Tesis doctoral, Universidad do Algarve. 268 pp.
- NEVES SANTOS, M., MONTEIRO, C. y LASSERRE, G. 1996. Comparison of the fish assemblages of two artificial reefs off Ria Formosa lagoon (Portugal): Preliminary results. *Oceanologica Acta* 19:89-97.
- ODY, D. 1987. *Les peuplements ichthyologiques des récifs artificiels de Provence (France, Méditerranée Nord Occidentale)*. These Université d'Aix-Marseille II - Station Marine d'Endoume. 205 pp.
- ODY, D. y HARMELIN, J.G. 1994. Influence de l'architecture et de la localisation de récifs artificiels sur leurs peuplements de poissons en Méditerranée. *Cybium* 18(1): 57-70.
- OSMAN, R.W. 1978. The influence of seasonality and stability on the species equilibrium. *Ecology* 59(2): 383-399.
- PICKERING, H. y WHITMARSH, D. 1997. Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the "attraction versus production" debate, the influence of design and its significance for policy. *Fisheries Research* 31: 39-59.

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

- POLOVINA, J.J. 1989. Artificial reefs: nothing more than benthic fish aggregators. *CalCOFI Report* vol. XXX: 37-39.
- RAMOS-ESPLÁ, A.A. y BAYLE-SEMPERE, J.T. 1990. Management of living resources in the Marine Reserve of Tabarca island (Alicante, Spain). *Bulletin de la Société Zoologique du France* 114(4): 41-48.
- RANDALL, J.E. 1963. An analysis of the fish populations of artificial and natural reefs in the Virgin Islands. *Caribbean Journal of Science* 3(1): 31-47.
- RELINI, M., TORCHIA, G. y RELINI, G. 1994. Seasonal variation of fish assemblages in the Loano artificial reef (Ligurian sea, Northwestern Mediterranean). *Bulletin of Marine Science* 55(2-3): 401-417.
- RELINI, G., RELINI, M., TORCHIA, G., TIXI, F. y NIGRI, C. 1995. Coal ash tests in Loano artificial reef. In *ECOSSET'95: Proc. Int. Conf. Ecol. Syst. Enhancement Tech. Aquat. Environ.* Pp 107-113.
- REVENGA, S., FERNÁNDEZ, F., GONZÁLEZ, J.L. y SANTAELLA, E. 1997. Artificial reefs in Spain: the regulatory framework. In A.C. Jensen, (ed.) *European Artificial Reef Research*. Proc. 1st. EARRN conference, Ancona, Italy, March 1996. Publ. Southampton Ocean. Ctr.: 161-174.
- SALA, E. y BALLESTEROS, E. 1997. Partitioning of space and food resources by three fish of the genus *Diplodus* (Sparidae) in a Mediterranean rocky infralittoral ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* 152: 273-283.

- SALE, P.F. 1980. The ecology of fishes on coral reefs. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 18: 367-421.
- SALE, P.F. 1988. Perception, pattern, chance and the structure of reef fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 21:3-15.
- SALE, P.F. 1991. Introduction. In Sale, P.F. (edit.). The ecology of fishes on coral reefs. *Academic Press, Inc.* pp 3-11.
- SÁNCHEZ JEREZ, P. 1994. *Degradación de las praderas de Posidonia oceanica (L) Delille por la pesca de arrastre en El Campello (SE Ibérico): influencia sobre la estructura de la comunidad animal asociada*. Tesis de licenciatura, Universidad de Alicante. 120 pp.
- SÁNCHEZ JEREZ, P. y RAMOS-ESPLÁ, A.A. 1995. Influence of spatial arrangement of artificial reefs on *Posidonia oceanica* fish assemblages in the West Mediterranean Sea: importance of distance among blocks. In *ECOSSET'95: Proc. Int. Conf. Ecol. Syst. Enhancement Tech. Aquat. Environ.* Pp 646-651.
- SÁNCHEZ JEREZ, P. y RAMOS-ESPLÁ, A.A. 1996. Detection of environmental impacts by bottom trawling on *Posidonia oceanica* (L.) Delille meadows: sensitivity of fish and macroinvertebrates communities. *Journal of Aquatic and Ecosystem Health* 5: 239-253.
- SATO, O. 1985. Scientific rationales for fishing reef design. *Bulletin of Marine Science* 37(1): 329-335.
- SCHOENER, A. 1974. Experimental zoogeography: colonization of marine mini-islands. *The American Naturalist* 108: 715-738.

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

- SEAMAN, W. Jr. 1997a. What if everyone thought about reefs?. *Fisheries* 22(4): 4-5.
- SEAMAN, W. Jr. 1997b. Frontiers that increase unity: defining an agenda for European Artificial Reef Research. In A.C. Jensen (ed.), *European artificial reef research*. Southampton Oceanography Centre, pp 241-260.
- SEAMAN, W. Jr. y SPRAGUE, L.M. 1991. Artificial habitat practices in aquatic systems. In W. Jr. Seaman, y L.M. Sprague (ed), *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. Academic Press, Inc. Pp 1-29.
- SIMBERLOFF, D. 1978. Using biogeographic distributions to determine if colonization is stochastic. *The American Naturalist* 112:713-726.
- SNOEIJIS, P.J.M. y PRENTICE, I.C. 1989. Effects of cooling water discharge on the structure and dynamics of epilithic algal communities in the northern Baltic. *Hydrobiologia* 184: 99-123.
- SPANIER, E. 1995. Artificial reefs in a biogeographically changing environment. In *ECOSSET'95: Proc. Int. Conf. Ecol. Syst. Enhancement Tech. Aquat. Environ.* Pp 543-547.
- SPANIER, E., TOM, M., PISANTY, S. y ALMOG-SHTAYER, G. 1990. Artificial reefs in the low productive marine environments of the Southeastern Mediterranean. *Marine Ecology PSZNI* 11(1): 61-75.

- TALBOT, F.H., RUSSELL, B.C. y ANDERSON, G.R.V. 1978. Coral reef fish communities: unstable, high-diversity systems?. *Ecological Monographs* 48: 425-440.
- UNDERWOOD, A.J. 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, 504 pp.
- VILLA, F., ROSSI, O. y SARTORE, F. 1992. Understanding the role of chronic environmental disturbance in the context of Island Biogeographic Theory. *Environmental Management* 16(5): 653-666.
- WALSH, W.J. 1985. Reef fish community dynamics on small artificial reefs: the influence of isolation, habitat structure and biogeography. *Bulletin of Marine Science* 36(2):357-376.
- WARWICK, R.M., PLATT, H.M., CLARKE, K.R., AGARD, J. y GOBIN, J. (1990). Analysis of macrobenthic and meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Hamilton Harbour, Bermuda. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 138: 119-142.
- WHITEHEAD, P.J.P., BAUCHOT, M.L., HUREAU, J.C., NIELSEN, J. y TORTONESE, E. 1984-86. *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Vol. I, II, III. Unesco.
- ZAR, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. 718 pp. Prentice-Hall, Inc. New Jersey, USA.

Restauración del medio marino en la reserva marina de Tabarca (Alicante, España): estructura y variaciones temporales de la ictiofauna asociada al arrecife artificial

Notas

1. Depto. de Ciencias del Mar y Biología Aplicada.

Universidad de Alicante. Apto. Corr. 99. E-03080-Alicante, España.

Telfno. +34965903400 ext. 2977. Fax: +3496599840.

bayle@ua.es.

**BOUALEM ABDELHADI, PILAR HERNÁNDEZ
Y AITOR FORCADA**

**Étude de la distribution spatio-temporelle
de la pêcherie du thon rouge (*Thunnus
thynnus*) en Algérie avec l'utilisation du
système d'information géographique (SIG)**

Índice

Portada	
Créditos	
Résumé	9
Summary	10
1. Introduction	12
2. Matériels et méthodes	14
2.1. Zone d'étude.....	14
2.2. Collection des données	15
2.3. Traitement et approximation spatiale des données	16
3. Résultats	18
3.1. Structure de la pêcherie du thon rouge	18
3.2. Distribution spatio-temporelle de la production, l'effort de pêche, CPUE	20
Discussion	25
Remerciement	29
Bibliographie	29
Notas	31

Étude de la distribution spatio-temporelle de la pêcherie du thon rouge (*Thunnus thynnus*) en Algérie avec l'utilisation du système d'information géographique (SIG)

BOUALEM ABDELHADI (1) (2), PILAR HERNÁNDEZ (1) Y
AITOR FORCADA (1)

Résumé

En Algérie, il existe un potentiel industriel d'espèces grandes migratrices pélagiques de haute valeur économique comme du thon rouge (*Thunnus thynnus*) qui est exploité par une flotte foraine, fondamentalement japonaise. Pour la première fois on se dispose des données géo-référentielles de ces extractions, d'une période de huit ans (2000-2007).Le présent travail approfondira dans l'étude de ces données, en poursuivant deux objectifs fondamentaux : i) une description de la pêcherie (les embarcations, l'engin de pêche, la popu-

lation employée, les captures, la valeur économique) et ii) la distribution spatio-temporelle de l'effort de pêche et des captures de *Thunnus thynnus*, grâce au Système d'Information Géographique (SIG). Il y a 48 thoniers quasi totaux japonais qui exploitent la ressource pendant un mois et demi par an. En général, l'effort de pêche se concentre principalement dans trois aires, où s'enregistrent les plus grandes quantités de capture par unité d'effort et de production. Le thon rouge, dans cette région, est soumis à une forte pression de pêche; Les résultats obtenus représentent la première base pour commencer un diagnostic de la pêche de *Thunnus thynnus* en Algérie, ainsi qu'un outil d'appui à la prise de décision pour obtenir une gestion durable de cette ressource de haute valeur économique qui est actuellement dans un état de surexploitation dans toute la Méditerranée, incluant l'Algérie suite à l'analyse des données disponibles.

Mots clés: *Thon rouge*, SIG, palangrier, grands pélagiques, CPUE, effort de pêche.

Summary

In Algeria, there is an industrial potential of large migratory pelagic species of high economic value such as bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) which is being exploited by a foreign fleet,

Étude de la distribution spatio-temporelle de la pêche de thon rouge (*Thunnus thynnus*) en Algérie avec l'utilisation du système d'information géographique (SIG)

mainly Japanese. Japanese companies are fishing in these waters with little national control and making use of an agreement by which they pay to the Algerian government a fee for being allowed to fish every year. For the first time, geo-referenced data of these extractions are available. These data have been collected, for a period of eight years (2000-2007). This study has deepened in analyzing the data, pursuing two objectives: i) description of the fishery (vessels, gear, employed population, catches, and economic value) and ii) spatial and temporal distribution of fishing effort and catches of *Thunnus thynnus* by. There are 48 long-lines with almost exclusively Japanese crew which exploits the resource for a month and a half per year. In general, fishing effort is concentrated mainly in three areas, where there are also the highest rates of catch. In the area studied the Bluefin tuna is under high fishing pressure; Obtained results represent the first base to begin an assessment of *Thunnus thynnus* fishery in Algeria, as well as a tool to support decision making to achieve sustainable management of this high economic value resource, which is over-exploited in throughout the Mediterranean, including Algeria after analyzing the still few data available.

Key words: Bluefin tuna, GIS, longlines, large, pelagic, CPUE, fishing effort.

1. Introduction

Le secteur de pêche en Algérie est développée seulement à une échelle artisanale, compte 34046 inscrits maritimes détenteurs d'une carte professionnelle et 119 associations professionnelles (MPRH, 2004), un total de 29 ports mixte et de pêche gérés par l'EGPP (l'Entreprise de Gestion des Ports et abri de Pêches), avec une flottille de pêche nationale arrêtée à la fin de 2009 à 4532 unités dont 494 chalutiers, 1077 sardiniers, 2935 petits métiers et 15 Thoniers (MPRH, 2009), dont les thoniers- (généralement thoniers senneurs), destinés à la capture du thon, orientés aussi vers la capture des petits pélagiques- représentent le 0.25 %. Dans le domaine de l'exploitation des thonidés par manque d'engins de pêche et pêcheurs qualifiés ces ressources sont exploitées par des entreprises (compagnies) japonaises, suite à un accord avec gouvernement algérien. Les objectifs de cet étude sont deux : i) une description de la pêcherie (les embarcations, l'engin de pêche, la population employée, les captures, la valeur économique) et ii) la description moyennant des outils SIG de la distribution spatial des captures du thon rouge et de l'effort de pêche à travers l'élaboration des cartes thématiques ainsi que des tendances temporelles de ces variables le long des 8 ans d'étude.

Étude de la distribution spatio-temporelle de la pêche du thon rouge (*Thunnus thynnus*) en Algérie avec l'utilisation du système d'information géographique (SIG)

L'année 2009, la CICTA (Commission Internationale pour la Conservation des Thonidés de l'Atlantique) qui est l'Organisation qui se charge de formuler annuellement des avis de gestion basés sur l'analyse des données apportés par les parties contractantes a fixé un plafond de 22000 tonnes de prises pour toute la Méditerranée. L'Algérie s'est vu octroyer un quota de 1117.42 tonnes (CICTA, 2009), dont 20% ont été concédées à des thoniers japonais au titre de la part «étranger» et les 80% restantes, 894 tonnes, de la part «nationale» réparties entre des armateurs nationaux.

Les côtes algériennes constituent un lieu de passage incontournable des bancs de thon rouge durant la période de migration en Méditerranée. De ce fait, il nous incombe de tirer le meilleur profit de cette ressource, et ce, par le développement d'une flottille de pêche spécialisée et la promotion pour la mise en place de fermes d'élevage et d'engraissement de cette espèce à l'image de ce qui se fait au niveau des pays voisins. Le marché algérien sera désormais progressivement dominé par les retombées socio-économiques nées des engagements qu'a contractés l'Algérie au plan international, notamment ceux découlant de l'accord d'association avec l'Union européenne et du processus d'adhésion à l'Organisation Mondiale du Commerce. Ce travail constitue une aide

sur ce contexte. La base de données collectée, fournit des informations de base bibliographique et des références, sur l'espèce du thon rouge. Les cartes de répartition à l'échelle national ainsi que des données ponctuelles de l'effort de pêche (en nombre d'hameçons), les prises annuelles, la taille et le CPUE qui sont digitalisées dans un Système d'information géographique (SIG) représentent le premier pas vers un meilleure connaissance de cette pêcherie.

2. Matériels et méthodes

2.1. Zone d'étude

Cette activité de pêche s'exerce dans la zone de pêche réservée, située au-delà de 32 miles nautiques de la frontière Algéro-Marocaine à Cap Ténès et de 52 miles nautiques de ce dernier à la frontière Algéro-Tunisienne, et aussi au-delà de 6 miles nautiques de la ligne de base telle que définie par la réglementation en vigueur. La zone de notre étude s'étend d'une manière précise du Cap de Ténès (wilaya de Mostaganem) jusqu'à la frontière Algéro-Tunisienne, du fait que la pêche au thon rouge par les palangriers japonais s'est concentrée uniquement dans cette zone.

Étude de la distribution spatio-temporelle de la pêcherie du thon rouge (*Thunnus thynnus*) en Algérie avec l'utilisation du système d'information géographique (SIG)

2.2. Collection des données

Le présent travail est basé sur une série de données des captures du thon rouge, collectées sur 33 thoniers japonais au cours des campagnes de pêche aux grands migrateurs halieutiques (2000-2007), par les contrôleurs du Ministère de Pêche et des Ressources Halieutiques de l'Algérie lors de leurs embarquements. Les données sont enregistrées par les contrôleurs qui sont à bord de chaque navire, collectées le long de la période d'étude; ces derniers sont divisés en deux groupes, données biologiques (nom de l'espèce, sexe, taille, poids et nombre de pièces pêchées) et données physiques (nom du navire, date de l'opération de pêche, longueur de la ligne mère, nombre d'hameçons, latitude initiale et finale, longitude initiale et finale, direction des vents, température superficielle de l'eau et profondeur de la zone de pêche), ces données ont été collectées annuellement dans des fiches statistiques des contrôleurs embarqués à bord de ces palangriers, sous la directivité des services de la Direction de Pêche Maritime et Océanique (DPMO) du Ministère de Pêche et des Ressources Halieutiques et CNDPA, La période de collecte des données se déroulait toujours à la même période de l'année de mi-avril jusqu'au 31 mai, sur les palangriers japonais dans les eaux sous juridiction nationale pour les cam-

pagnes de pêche aux grands migrateurs halieutiques (GMH) de 2000 jusqu'au 2007.

2.3. Traitement et approximation spatiale des données

Les données de campagnes des navires thonier-palangriers japonais utilisées dans ce travail correspondent aux coordonnées géographiques (latitude/longitude) en position de filage et de virage. Le filtrage, la dépuración ainsi que les cartes de distribution des données récoltées ont été effectuées par le logiciel ARC GIS. Pendant le traitement des données nous avons eu la possibilité de comparer la longueur de la ligne mère réelle avec la longueur sur carte. Plus de 4.13% des opérations de pêche se trouvent avec ce défaut de mesure, soit un total final de 186 opérations; il nous reste seulement 3019 opérations de pêche fiables. Après la réalisation de toutes ces corrections, on a obtenu un tableau final qui est la base de notre travail et les autres étapes qui vont suivre. La longueur de la ligne du palangrier est toujours plus longue que la distance entre les deux extrémités (initiale et finale) des bouées de l'engin de pêche. En outre, cette différence n'est pas constante auprès des échantillons de pêche. C'est parce que la trajectoire réelle du file n'est pas rectiligne, et chaque échantillon de la pêche a un niveau différent des ondulées ou des courbures. C'est ça la raison pour laquelle, on utilise un

Étude de la distribution spatio-temporelle de la pêcherie du thon rouge (*Thunnus thynnus*) en Algérie avec l'utilisation du système d'information géographique (SIG)

polygone au lieu d'une ligne pour cartographier les engins de pêche avec une approximation réaliste afin d'identifier la zone dans laquelle l'effort de pêche est appliqué (Forcada, 2007).

Pour l'analyse spatiale de la densité de l'effort, la CPUE et la production, il a été nécessaire de construire une grille pour diviser la zone d'étude dans des cellules. Le choix de la taille de la cellule est très important pour les résultats obtenus, parce que l'analyse fondue sur cette division détermine bien la représentation et la répartition de l'engin de pêche attribuée à cette région. Par conséquent, le choix de la taille des cellules utilisées dans cette étude était basé sur deux facteurs, la dimension de la zone d'étude et la nature de mouvement du thon rouge (répartition spatiale). Il a été décidé de choisir une taille des cellules de 5 km de chaque côté, et cela après plusieurs tests. De cette manière et avec cette résolution est suffisante pour détecter les changements à grand échelle.

Pour obtenir des valeurs de densité d'effort, CPUE et production les données de chaque engin de pêche ont été attribuées aux cellules où ceux-ci étaient distribués. Pour cela, s'est superposé le grille des cellules avec les polygones de de l'engin de pêche, et s'est réparti l'effort, la CPUE et la production de chaque échantillon entre les cellules selon la proportion de la zone du polygone qui inter-actionne avec chaque cellule

(Forcada, 2007). La somme de l'effort et de la capture de chacune des parties des polygones qui se trouve à l'intérieur de la même cellule, ont déterminé la valeur finale de la densité d'effort et de la production de chaque cellule exprimées en (nombre d'Hameçons/km²) et (kg/km²) respectivement. La CPUE de chaque cellule s'est estimée comme la moyenne pondérée des CPUE de chaque engin de pêche en fonction de la proportion de la zone du polygone qui a inter actionne avec chaque cellule, qui s'exprime en (kg/100 des hameçons).. Pour la description de l'évolution temporel de l'effort de pêche, de la CPUE et de la production, nous avons utilisé lignes des tendances et pour la description spatial des cartes représentatives de chaque variable.

3. Résultats

3.1. Structure de la pêcherie du thon rouge

Les navires de pêche au thon rouge qui ont fait l'objet de cette étude, sont des palangriers de différentes entreprises japonaises, d'une longueur moyenne de 51.39 ± 3 mètres, d'un tonnage brut moyen égale 660 ± 66 Tx, l'âge de ces thoniers compris entre 13 et 23 ans, avec une moyenne de 20 ans. Les palangriers Japonais font une rotation qui peut durer une année entre plusieurs pays méditerranéens cherchant cette

Étude de la distribution spatio-temporelle de la pêcherie du thon rouge (*Thunnus thynnus*) en Algérie avec l'utilisation du système d'information géographique (SIG)

ressource et cela suite à des accords entre ces pays, pour économiser les frais de la mobilité de ces palangriers, un grand navire s'occupe de leurs ravitaillement (alimentations, eau, carburant, appât, déchargement des captures si les salles de stocks sont pleines). Il existe deux types principaux de palangre: l'engin en cordage traditionnel et l'engin à monofilament; les deux types peuvent être combinés et admettre des variantes. La longue ligne japonaise est armée de manière que la longueur et les dimensions des hameçons permettent la capture, en particulier les pièces de grande taille du thon rouge et même de l'espadon. Les divers éléments de la ligne resteront les suivants: ligne-mère (ou maîtresse) d'une grande longueur de 50 à 450 km, la moyenne 159 ± 41 Km, elle est composée de: avançons, bouées, orins et les appâts principalement: pilchard du Japon, sardine atlantique, calmar et maquereau. Cette étude se base sur un période de 8 ans (2000 jusqu'à 2007), durant cette période la moyenne d'hameçons utilisés par an égale à 1584965 ± 344660 hameçons. La profondeur de la zone d'étude variée du 267 à 2870 mètres, et vue le temps réservé pour la préparation, le filage, la pause (temps d'agir des hameçons) et le virage qui peut atteindre parfois 18 heures, ces navires n'exerce qu'une seule opération de pêche par jour.

La quantité totale capturée durant toute cette période égale à 3869 tonnes ; l'utilisation des appâts déterminés et une palangre spécifique aide beaucoup à faire une sélectivité des captures du thon rouge (99.382%), mais cela n'a pas empêché d'avoir plusieurs autres espèces dans la production finale, espèces associées, qui sont autorisées pour la capture et peuvent être commercialisées aussi, comme l'espadon (0.608%) et le thonine (0.008%) et autres espèces rejetées par la suite telles que : les requins, les raies, les tortues, les poissons lune et les dauphins (la quantité de ces espèces n'est pas mesurée).

3.2. Distribution spatio-temporelle de la production, l'effort de pêche, CPUE

La production totale du thon rouge par les palangriers japonais, comme le montre la figure 1, a diminuée remarquablement jusqu'à l'année 2004 pour atteindre un record de 363289 kilogrammes, soit une production qui représente d'environ 8.65 % par rapport à la capture totale de la période 2000-2007. Cette diminution trouve sa cause dans la durée des jours de pêche, qui a été caractérisée cette année seulement avec un total de jours égale à 30 jours; le pic des prises du thon rouge est signalé durant l'année 2000 et il atteint une quantité de 791453 kilogrammes, représentant le 18.85% de la produc-

Étude de la distribution spatio-temporelle de la pêcherie du thon rouge (*Thunnus thynnus*) en Algérie avec l'utilisation du système d'information géographique (SIG)

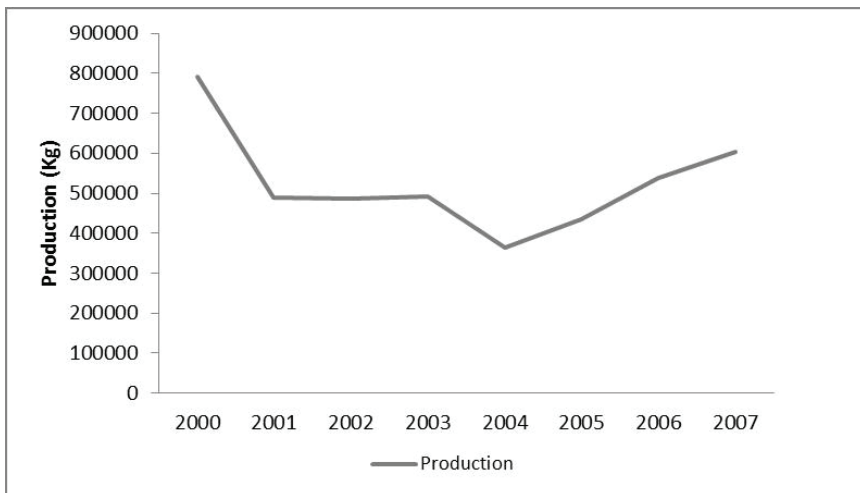


Figure 1 : Production annuelle en tonnes de *Thunnus thynnus* par les palangriers japonais durant la période 2000-2007

tion totale de cette période, et la distribution annuelle durant toute la période (2000-2007) est bien montrée sur la figure 2, caractérisée par une concentration en deux superficies bien distinguées, une au zone marine d'Alger et la seconde au la zone marine d'Annaba en coïncidence logiquement avec les zones de majeure concentration d'effort (figure 4).

Le déploiement de l'ensemble des moyens par le pêcheur, afin de mieux exploiter la ressource durant une période déterminée, c'est l'effort de pêche, un élément très important

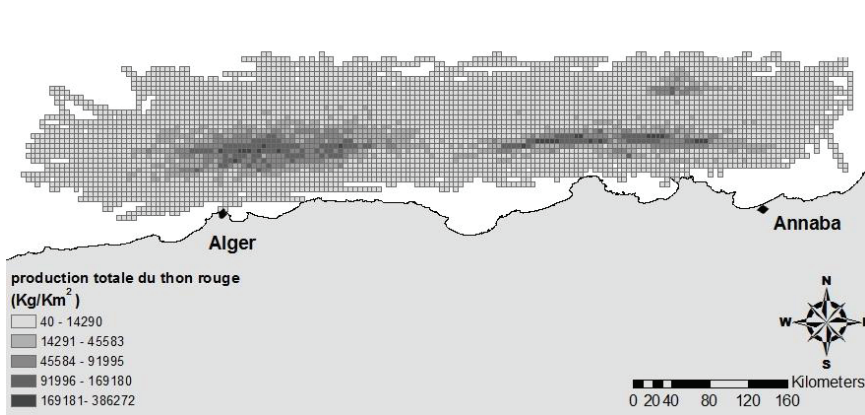


Figure 2 : Distribution spatiale des prises totales de *Thunnus thynnus* par les palangriers japonais 2000-2007

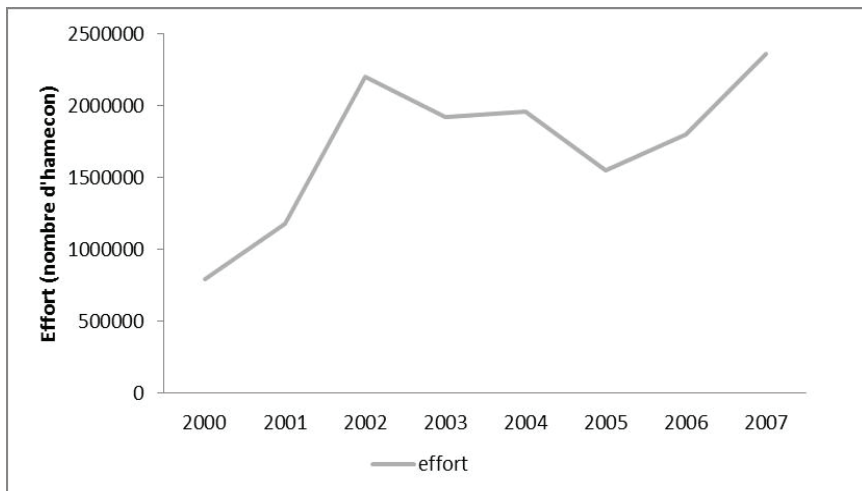


Figure 3 : Effort de pêche des palangriers japonais de *Thunnus thynnus* durant la période 2000-2007

Étude de la distribution spatio-temporelle de la pêche du thon rouge (*Thunnus thynnus*) en Algérie avec l'utilisation du système d'information géographique (SIG)

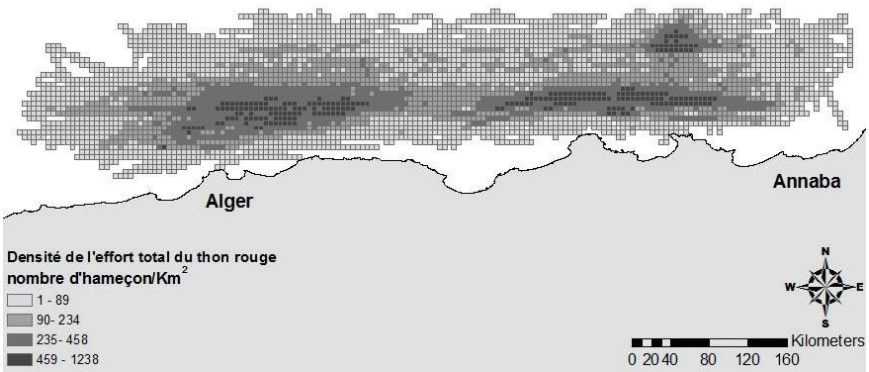


Figure 4 : La densité de l'effort total de pêche de *Thunnus thynnus* en nombre d'hameçons/km²

dans la gestion des pêcheries. L'effort de pêche est un des variables supposées avoir une grande influence sur la mortalité des espèces. Dans cette étude, le calcul de l'effort de pêche des palangriers ciblant le thon rouge était basé sur le nombre des hameçons utilisés. Mettant en compte que les opérations de pêche ne se pratiquent que sur une période fixée de l'année (entre le mi-avril et fin mai). Le nombre de palangriers japonais a connu une augmentation de 8 navires durant 2000 à 13 navires en 2002 et 2007, acte reflété sur le nombre d'hameçons déployés qui aussi a connu une augmentation progressive pour atteindre un niveau maximum de

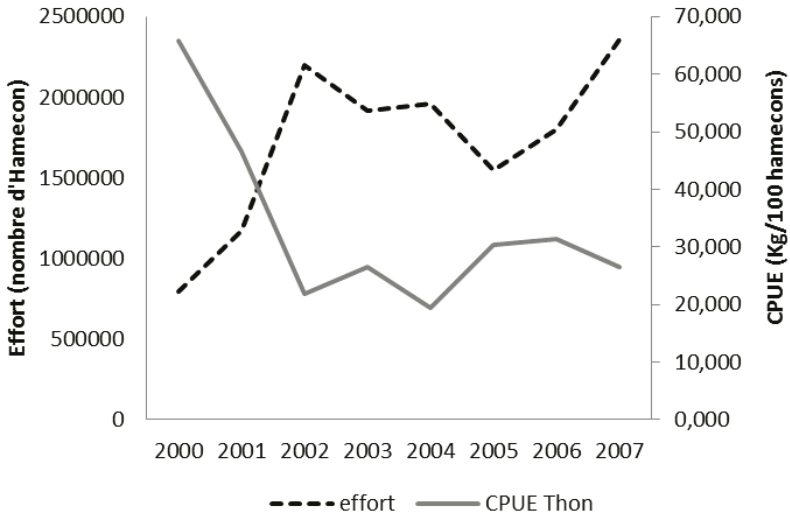


Figure 5 : Relation de l'effort (nombre d'hameçons) de pêche et la CPUE (Kg/100 hameçons) de *Thunnus thynnus* durant la période 2000-2007



Figure 6 : Distribution spatiale total de la CPUE pondérée de *Thunnus thynnus* durant la période 2000-2007

Étude de la distribution spatio-temporelle de la pêcherie du thon rouge (*Thunnus thynnus*) en Algérie avec l'utilisation du système d'information géographique (SIG)

2195833 hameçons en 2002, suivi d'une phase régressive pour enregistrer une valeur de 1547647 hameçons en 2005 parce que le nombre de palangrier s'est réduit à 10, et de nouveau un léger accroissement pour arriver à un maximum enregistré durant l'année 2007 avec un nombre d'hameçons égale à 2356166 (figure 3). La répartition cartographique de l'effort en considérant les huit ans d'étude montre trois zones ciblées plus intensément (figure 4).

Les captures du thon rouge se trouvent en corrélation inverse avec l'effort de pêche (figure 5). Les prises diminuent avec l'augmentation de l'effort, jusqu'à l'année 2005, en indiquant que le stock est dans un état d'exploitation très sensible. Lorsque l'effort diminue comme s'est produit entre 2002 et 2005, le stock semble se rétablir et une nouvelle légère augmentation reflète également une augmentation parallèle aux prises. La répartition géographique représentée dans la figure 6 pour la période (2000-2007) montre une homogénéité clairement visible, le long de l'aire de distribution de l'activité de pêche exercée dans ces zones.

Discussion

La flottille japonaise en Méditerranée cible exclusivement le thon rouge au moyen de la palangre. Dans cette pêcherie,

une faible quantité d'espadon et thonine commune sont capturées accidentellement.

L'analyse spatiale de la répartition géographique des captures du thon rouge montre deux zones importantes de concentration, la première au centre en face de la ville d'Alger et l'autre vers l'Est, en face de la ville d'Annaba, probablement dû à l'expérience du capitaine et du maître de pêche (master); cette concentration probablement due à plusieurs facteurs citons les deux principaux (la température superficielle de la mer et les courants marins); Selon Quéro et Vayne (1997), les thons rouges sont observés dans les zones géographiques où la température de l'eau est comprise entre 10 et 27 °C. Cependant, les principales concentrations de thons rouges sont rencontrées entre 14 et 21 °C (Dizon et Brill 1979) et au-dessus de la thermocline, préfère des températures de 18 °C à 22 °C (Frimodt, C. 1995). Le courant algérien, concédé comme un courant côtier en équilibre géostrophique, moins dense que l'eau méditerranéenne, s'écoule en surface le long des côtes d'Afrique du Nord formant des tourbillons, la situation de ces derniers semble superposé avec la concentration des captures dans les deux taches montrées sur la répartition spatiale de cette espèce. La Levantine Intermediate Water (LIW) se produit essentiellement le long du talus continen-

Étude de la distribution spatio-temporelle de la pêcherie du thon rouge (*Thunnus thynnus*) en Algérie avec l'utilisation du système d'information géographique (SIG)

tal européen; des parcelles de la LIW peuvent être entraînées dans la partie centrale du bassin algérien et suggère une circulation vers l'Est le long du talus continental algérien (Millot, 1987), même la croissance, le taux d'alimentation et la consommation d'oxygène sont directement rattachés à la température environnementale (Wootton, 1992; Hazel, 1993).

On peut dire que les palangriers japonais épuisent vraisemblablement leur zone de pêche quand ils sont nombreux et, en conséquence, leurs rendements chutent après que leurs efforts locaux diminuent. La diminution locale d'abondance qu'ils provoquent peut être compensée par l'arrivée de poissons par diffusion, provenant des zones non exploitées. C'est le cas des palangriers japonais qui exercent la pêche dans les eaux Algériennes, la surexploitation locale doit être mise en relation avec l'effort de pêche total appliqué localement. Cette pression de pêche locale, concentrée sur les régions d'Est et du Centre, peut donc être suffisamment importante pour entraîner une surexploitation locale. Comme pour la capture, la CPUE suit une trajectoire inverse à cela de l'effort et est très sensible à ses fluctuations, ce qu'indique que le stock est à la limite de ce qui peut être pêché sans mettre en risque la ressource. Une légère augmentation de la pression de pêche conduit à une baisse très remarquable de la CPUE et seu-

lement quand l'effort est réduit de nouveau, depuis l'année 2002, on peut voir des signes de reprise.

Le prix mondial croissant du thon rouge, plus extrêmement lié à la qualité du produit peut atteindre plus de 50 euros/kg (Caill-Milly et al., 2001), facteur qui ouvre une porte économique très important à l'économie algérienne, si le gouvernement profite de sa quota pêchée par les pêcheurs locaux.

Néanmoins, comme on a pu constater dans ce premier analyse des captures et effort des palangriers japonais, le thon rouge, dans cette région, peut être soumis à surexploitation très bien visible seulement après la lecture des résultats obtenus par des analyses du rapport entre la production, l'effort de pêche et la CPUE. La pression de pêche actuelle sur le stock s'avère comme excessive et pourtant, une potentielle d'augmentation de l'activité exercée par des navires nationaux ne devrait pas dépasser les niveaux établis par les organisations régionaux de gestion de la pêche tels que le CICTA. En outre pour exploiter rationnellement et d'une manière durable cette pêcherie menacée on propose donner une approche à la gestion de la pêche qui ne se limite pas aux frontières nationales, mais au contraire, privilégie une vision éco-systémique en tenant en compte des facteurs environnementaux qui affectent en grand manière aux ressources pélagiques.

Étude de la distribution spatio-temporelle de la pêcherie du thon rouge (*Thunnus thynnus*) en Algérie avec l'utilisation du système d'information géographique (SIG)

Remerciment

Ce travail n'aurait pas pu voir la lumière sans la bourse offerte par le CIHEAM (Centre International de Hautes Etudes Agronomiques Méditerranéennes).

Bibliographie

- CAILLI-MILLY, N., SUQUET, M., ARRIZABALAGA, H., GUZMAN, D., 2001. Embouche du thon rouge pêché à la canne par les flottilles françaises et espagnoles. Rapport Contrat européen, Ifremer-Azti, 55 p.
- CICTA. 2009. Statistical Bulletin Vol. 35. 165 pp.
- DIZON, A.E., BRILL, R.W., 1979. Thermoregulation in tunas. American Zoologist, 19, 249-265.
- FORCADA, A. 2007. Evaluación de las Áreas Marinas Protegidas y su efecto en pesquerías artesanales del Mediterráneo Occidental, Ph.D. Tesis Universidad de Alicante 402 p
- FRIMODT, C. 1995. Multilingual illustrated guide to the world's commercial warmwater fish. Fishing News Books, Osney Mead, Oxford, England. 215 p.
- MILLOT, C. 1987. The circulation of the Levantine Intermediate Water in the Algerian basin. J. Geophys. Res.92.(C8) : 8265-8276.

- MPRH, 2004. Rapport du novembre 2004, potentialités, perspectives de développement et opportunité d'investissement. Ministère de Pêche et des Ressources Halieutiques, pp 24.
- MPRH, 2009. Rapport annuelle des activités de pêche et de l'aquaculture de l'année 2009, Ministère de Pêche et des Ressources Halieutiques, pp. 102.
- QUËRO, J.C., VAYNE, J.J., 1997. Les poissons de mer des pêches françaises. Editions Delachaux et Niestlé, Lausanne, 304 p.
- WOOTTON, R.J. 1992. Fish ecology. Blackie. Glasgow. 212 pp.

Étude de la distribution spatio-temporelle de la pêcherie du thon rouge (*Thunnus thynnus*) en Algérie avec l'utilisation du système d'information géographique (SIG)

Notas

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

Apto 99, 03080, Alicante, España

2. abboualem@hotmail.fr

**ÁNGELA MARÍA JARAMILLO LONDOÑO,
GLORIA CANTOS, ROMÁN PORRAS CASTELLÓ Y
VICENT BENDITO DURÀ**

**Composición de la dieta y estrategia
alimentaria de cinco especies de peces
bentónicos de la costa de Cullera
(España)**

Índice

Portada	
Créditos	
Summary	9
Resumè.....	10
Introducción.....	12
Material y metodos	12
Resultados	20
Referencias	37
Notas.....	41

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

ÁNGELA MARÍA JARAMILLO LONDOÑO (1), GLORIA CANTOS (1), ROMÁN PORRAS CASTELLÓ (1) Y VICENT BENDITO DURÀ (1)

Summary

This paper provides data on diet and feeding habits of five benthic fish species (*Torpedo torpedo* (Linnaeus, 1758), *Mullus surmuletus* (Linnaeus, 1758), *Uranoscopus scaber* (Linnaeus, 1758), *Scorpaena scrofa* (Linnaeus, 1758) and *Synaptura lusitanica* (Capello, 1868)) common in the artisanal fisheries in the Cullera coast (Mediterranean sea – Spain) and *T. torpedo*, *U. scaber* y *S. lusitánica* feeding habits are almost unknown. *T. torpedo* preferred small preys like fishes, polychaetes and molluscs, these preys were feed in small portions. *M. surmuletus* showed the highest feeding dynam-

ic, consuming small prey in large numbers like crustaceans (brachyura and amphypoda). *U. scaber* had similar feeding habits, but the numbers of preys in the stomach were lower. The principal preys were fishes, crustaceans, molluscs and polychaetes. *S.scrofa* ate larger prey items such as fish, followed by crustaceans and molluscs. Finally *S. lusitánica* had a high vacuity index, feeding polychaetes as the most important prey in their diet. Feeding strategy indicates a specialization of *T.torpedo*, *S.scrofa* and *S. lusitanica*; conversely *M. surmuletus* and *U. scaber* were generalized species.

Resumè

Cette étude décrit le régime alimentaire du *Torpedo torpedo* (Linnaeus, 1758), *Mullus surmuletus* (Linnaeus, 1758), *Uranoscopus scaber* (Linnaeus, 1758), *Scorpaena scorpa* (Linnaeus, 1758) et *Synaptura lusitanica* (Capello, 1868) qui sont des poissons commune dans la pêche benthique au large des côtes de Cullera, et qui, comme c'est le cas *T.torpedo*, *U.scaber* et *S.lusitanica*, presque entièrement inconnus de leurs habitudes alimentaires. On a constaté que *T.torpedo* préfère consommer petites proies, qui a consommé en petites quantités, et leur régime alimentaire se compose principalement de poissons, mollusques et polychètes. *M.surmuletus* a été l'espèce avec la nourriture la plus dynamique, manger

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

beaucoup de petit gibier avec une prédominance de crustacés (décapodes Brachyours et amphipodes) et à un moindre degré les polychètes. *U.scaber* présenté une dynamique similaire à la nourriture précédente, mais le nombre moyen de proies par estomac est faible, leur alimentation est plus ou moins varié et se compose principalement de poissons, crustacés, mollusques et polychètes. *S.scrofa* mange habituellement de proies de grande taille et la dynamique de la nourriture n'est pas très élevé; on a observé une grande variabilité dans le contenu des aliments avec une prédominance de poissons, crustacés et mollusques. Enfin *S.lusitanica* présenté le taux de vacuité le plus élevé des cinq espèces, se nourrissant de petites proies et en faibles quantités, et la principale proie dans leur alimentation ont été polychètes qui composent plus de 90% des aliments consommés et dans une moindre mesure , les crustacés et cassants caridean étoiles. En ce qui concerne les stratégies d'alimentation des cinq espèces peuvent être classées en tant que spécialistes *T.torpedo*, *S.scrofa* *S.lusitanica* et, comme les espèces généralistes *M.surmuletus* et *U.scaber*.

Introducción

El conocimiento de la dieta y las estrategias alimentarias de los peces permiten ampliar el conocimiento sobre las relaciones tróficas que operan en los ecosistemas acuáticos. Este conocimiento puede ser usado como herramienta para la protección de las especies que son objetivo de actividad pesquera y de esta manera prevenir su sobreexplotación y la consecuente mejora en la gestión del recurso.

En este estudio se describe la dieta de *Torpedo torpedo* (Linnaeus, 1758), *Mullus surmuletus* (Linnaeus, 1758), *Uranoscopus scaber* (Linnaeus, 1758), *Scorpaena scrofa* (Linnaeus, 1758) y *Synaptura lusitanica* (Capello, 1868) que son peces bentónicos comunes en la pesca artesanal de la costa de Cullera y de algunas de las cuales como es el caso de *T. torpedo*, *U. scaber* y *S. lusitanica* se desconoce casi por completo sus patrones alimenticios.

Material y metodos

Las muestras utilizadas en el presente estudio provienen de las capturas comerciales de pesca artesanal con trasmallo, desembarcadas en el puerto pesquero de Cullera, España (39 ° 12'-38° 59 'N and 0° 09'-0° 15'W). En total se realizaron

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

30 muestreos, donde fueron obtenidos 1073 peces de las especies seleccionadas (*Torpedo torpedo*, Linnaeus,1758; *Mullus surmuletus*, Linnaeus, 1758; *Uranoscopus scaber*, Linnaeus,1758; *Scorpaena scrofa*, Linnaeus,1758; y *Synaptura lusitanica*, Capello,1868) (Tabla 1).

Mes	Especie	No. peces	Total
Jul/04	<i>M. surmuletus</i>	31	179
	<i>S. lusitanica</i>	62	
	<i>S. scrofa</i>	35	
	<i>T. torpedo</i>	16	
	<i>U. scaber</i>	35	
Mar/05	<i>M. surmuletus</i>	5	110
	<i>S. lusitanica</i>	71	
	<i>S. scrofa</i>	9	
	<i>T. torpedo</i>	14	
	<i>U. scaber</i>	11	
Abr/05	<i>M. surmuletus</i>	61	186
	<i>S. lusitanica</i>	63	
	<i>S. scrofa</i>	18	
	<i>T. torpedo</i>	4	
	<i>U. scaber</i>	40	
May/05	<i>M. surmuletus</i>	56	176
	<i>S. lusitanica</i>	84	
	<i>S. scrofa</i>	8	
	<i>T. torpedo</i>	9	
	<i>U. scaber</i>	19	

Jun/05	<i>M. surmuletus</i>	44	113
	<i>S. lusitanica</i>	43	
	<i>S. scrofa</i>	8	
	<i>T. torpedo</i>	2	
	<i>U. scaber</i>	16	
Jul/05	<i>M. surmuletus</i>	38	144
	<i>S. lusitanica</i>	72	
	<i>S. scrofa</i>	23	
	<i>U. scaber</i>	11	
Oct/05	<i>M. surmuletus</i>	4	80
	<i>S. lusitanica</i>	53	
	<i>S. scrofa</i>	6	
	<i>T. torpedo</i>	11	
	<i>U. scaber</i>	6	
Ene/06	<i>M. surmuletus</i>	41	85
	<i>S. lusitanica</i>	28	
	<i>S. scrofa</i>	8	
	<i>T. torpedo</i>	7	
	<i>U. scaber</i>	1	

Tabla 1. Epocas de muestreo y número de peces obtenido por especie

El muestreo estuvo basado en la compra directa de distintas tallas de los ejemplares, en los barcos que colaboraron en el estudio durante los meses de julio de 2004, marzo, abril, mayo, junio, julio y octubre de 2005 y finalmente enero de 2006 a fin de cubrir todos los periodos estacionales. Debemos anotar que siempre se recolectaron todos los peces pe-

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

	<i>M. surmuletus</i>	<i>S. lusitanica</i>	<i>S. scrofa</i>	<i>T. torpedo</i>	<i>U. scaber</i>
Total	280	476	115	63	139
Hembras	73	313	41	33	70
Machos	79	149	39	30	59
Indeterminados	128	14	35	0	10
LT (mm)	194,3 ± 27,2	232,8 ± 34,0	227,0 ± 56,7	256,2 ± 108,3	229,2 ± 41,0
LT min (mm)	147	145	89	115	139
LT max (mm)	285	343	370	442	355

Tabla 2. Descripción de la muestra

queños, así como los de mayor talla posible, que llegaran a puerto, por lo tanto el rango de tallas oscilaba entre 8,9 y 44,2 cm de longitud total (Tabla 2). Los organismos adquiridos eran introducidos en bolsas separadas, convenientemente etiquetadas y se transportaban en neveras plásticas con hielo, para su posterior análisis en el laboratorio.

Tan pronto los peces llegaban al laboratorio se les asignaba un código de identificación y eran medidos y pesados para luego conservarlos congelados hasta el momento de su análisis. De cada organismo muestreado se tomó la longitud total (L_T) ($\pm 0,1$ cm), y el peso total en fresco (W_T) ($\pm 0,05$ g).

El protocolo de análisis de cada pez, previa descongelación del mismo, consistía en realizar una incisión en su cavidad abdominal. Luego se extraían gónadas, hígado, estómago y branquias para ser pesados, además las gónadas, el estómago y todo el tracto digestivo eran medidos. Se determi-

naba el sexo y el estado de madurez gonadal. Una vez eran extraídas todas las vísceras, el pez era pesado de nuevo.

La extracción de los estómagos se realizó siguiendo la metodología sugerida en la mayoría de trabajos sobre alimentación que consiste en abrir la cavidad abdominal mediante incisión longitudinal en la zona ventral y luego cortar el intestino a nivel del píloro y el estómago se saca cortado por el esófago (AMEZAGA-HERRÁN, 1988; MORTE, 2002).

Una vez extraído, cada estómago era pesado e inmediatamente fijado en una solución de formol al 10% neutralizada con borato de sodio a pH 7, y luego conservado en alcohol al 70%. Los estómagos se diseccionaron bajo el microscopio estereoscópico. Los contenidos se depositaron en placas de Petri con agua. Las presas se dividieron en grupos generales, se clasificaron en categorías taxonómicas y se contabilizaron. La determinación de las presas se llevó a cabo mediante el uso de claves específicas para cada grupo: Polychaeta, Crustacea, Stomatopoda, Amphipoda, Cumacea, Isopoda, Mysidacea, Tanaidacea, Decapoda, Cephalochordata, Osteichthyes, Equinodermata, Mollusca, Nematoda y Sipuncula. Las presas se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible. Normalmente la causa de no poder llegar hasta especie era el estado de los especímenes que se encontra-

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

ban muy digeridos y troceados, lo que dificultaba su correcta determinación. Aquellas partes duras tales como mandíbulas de crustáceos, cefalópodos y poliquetos, sedas de poliquetos, quelípodos, tenazas, urópodos, rostro, fragmentos de telson y pereion de crustáceos y otolitos de peces fueron de gran ayuda en la identificación.

Los individuos de cada taxón identificado eran contados y cuando aparecían fragmentos, se tomaba como número de individuos el más bajo posible que podía haber originado esos fragmentos. En general, las unidades se podían contar gracias a los restos que se encontraban en los estómagos. Los restos duros muy calcificados (moluscos, otolitos de peces etc.) persisten más en el estómago que las presas blandas (poliquetos) y por eso las presas con la primera característica suelen ser sobreestimadas sobre las segundas que probablemente son infravaloradas (HYSLOP, 1980). En el apartado "Restos" se incluyen todos los restos de origen animal que por su estado de digestión no se podían identificar con los grupos establecidos.

La composición de la dieta fue analizada mediante los siguientes índices (HYSLOP, 1980 y AMEZAGA-HERRÁN, 1988):

Composición numérica ($N\%$): Porcentaje total de individuos de una categoría alimenticia (n_i) con respecto a todas las categorías alimenticias (N_p).

$$N(\%) = \frac{n_i}{N_p} \times 100$$

Método Gravimétrico ($G\%$): peso de cada presa (P_i) con respecto al peso total del contenido estomacal (P_T).

$$G(\%) = \frac{P_i}{P_T} \times 100$$

Frecuencia de Ocurrencia ($F\%$): porcentaje de estómagos que en una muestra examinada contienen una determinada presa.

$$F(\%) = \frac{E_i}{E_T} \times 100$$

La contribución de las presas en la dieta se estimó utilizando el “índice de importancia relativa” (IR) (GEORGE & HADLEY, 1979 IN HYSLOP, 1980) el cual está basado en el “índice de importancia absoluta” (AI) de la siguiente manera:

$$AI = N\% + G\% + F\%$$

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

$$RI_i = \frac{AI_i}{\sum_{j=1}^n AI_j} \times 100$$

donde n es el número de ítems alimenticios

Los resultados fueron comparados usando un índice de importancia geométrica (GII por sus siglas en inglés) propuesto por ASSIS (1996), como herramienta para jerarquizar por orden de importancia las presas que componen la dieta de cada especie.

$$GII_i = \frac{\left(\sum_{i=1}^n V_i\right)_j}{\sqrt{n}}$$

Donde:

V_i : representa el valor de cada medición de cantidad relativa de la presa i , es decir el valor de cada índice utilizado (numérico, gravimétrico y de frecuencia)

n : número de índices utilizados

Los valores más altos de GII indican una mayor preferencia por esa presa. Los resultados de este índice jerárquico se presentan gráficamente, mediante una Figura en la cual el eje Y corresponde al GII y el eje X a los taxones que compo-

nen la dieta. Cada inflexión marcada en la curva nos agrupa las presas en preferentes, secundarias y ocasionales

Finalmente, el método gráfico propuesto por TOKESHI (1991) se ha usado para indicar la estrategia alimenticia de las especies. Ubicando la diversidad de alimentación promedio del individuo (D_I) en el eje de las Y, y la diversidad alimenticia de la población (D_P) en el eje de las X:

$$D_I = \frac{(-\sum P_j \ln P_j)}{N}$$

$$D_P = \sum P_i \ln P_i$$

Donde:

N: número total de peces

P_{ij}: proporción de la presa (i) en el pez (j)

P_i: proporción de la presa (i) en el total de la población de peces

Resultados

Para *T. torpedo* fueron identificadas cinco tipos de presas; la dieta estuvo compuesta principalmente de peces, poliquetos y moluscos. En esta especie las mayores diferencias se presentaron a nivel ontogénico, ya que los individuos pequeños

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

se alimentaron de poliquetos y moluscos y los de tallas grandes solamente de peces.

Esta especie no presentó índices de vacuidad muy altos, siendo mayores en individuos de talla pequeña. El índice de repleción fue bastante alto, aun cuando el peso promedio de las presas fue de 1,27 g, y el número promedio de presas por estómago fue el más bajo de las cinco especies del estudio (0,2). Esto quiere decir que esta especie está buscando alimento continuamente ya que sus presas no son de tamaño considerable y consume pocas cada vez.

Las presas más importantes en la dieta de *T. torpedo* fueron los teleósteos, con un porcentaje de 67,9% (%RI), como se puede observar en la Figura 1.

De acuerdo con el índice de importancia geométrica (GII), las presas preferidas en la dieta de *T. torpedo* fueron los peces, los poliquetos se encuentran en el grupo de presas secundarias y los moluscos como presas ocasionales.

M. surmuletus se alimentó de una gran variedad de presas, con predominio de los crustáceos y en menor proporción de poliquetos. Dentro de los crustáceos, los grupos principales fueron decápodos brachyura (20,1% RI) y amphipoda (16,51% RI) (Fig. 2).

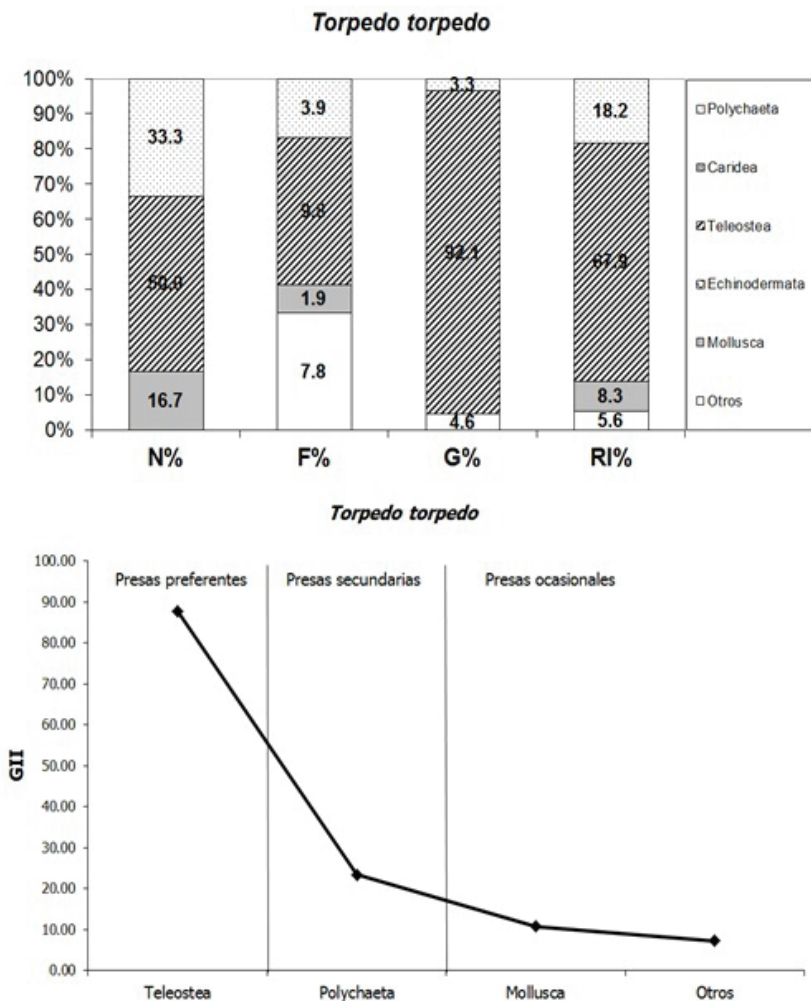


Figura 1. Composición dietaria y clasificación de las presas en la dieta de *T. torpedo* de acuerdo con el índice GI

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

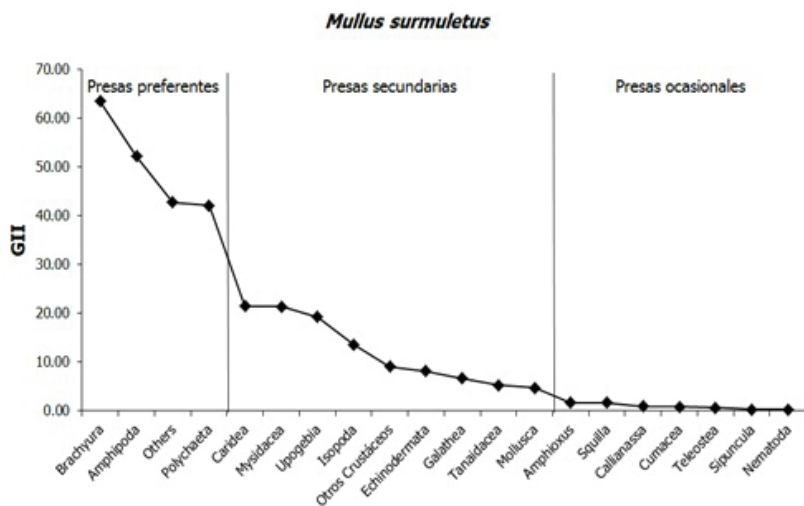
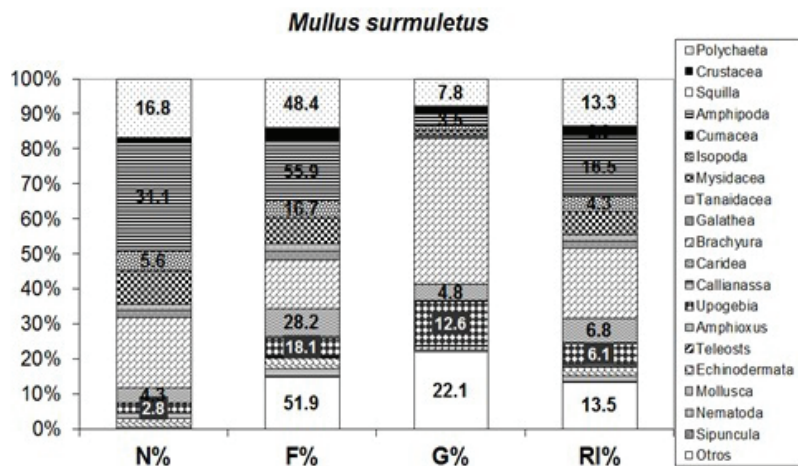


Figura 2. Composición dietaria y clasificación de las presas en la dieta de *M. surmuletus* de acuerdo con el índice GI

De acuerdo con el índice GII observado en la Figura 2, *M. surmuletus* consume de forma preferente, brachyura, anfípodos y poliquetos. Dentro de las presas secundarias encontramos principalmente crustáceos tales como carídeas, misidáceos, *Upogebia*, isópodos, decápodos del género *Galathea* y tanaidáceos, además de equinodermos y moluscos. El resto de presas se consideraron como ocasionales.

En cuanto al peso y número promedio de presas por estómago, *M. surmuletus* se alimentó de presas pequeñas pero abundantes, con un peso promedio de 0,09 g y un número promedio de 11,5 presas por estómago. A lo largo del año se notó una tendencia a aumentar el peso de las presas en verano y el número en primavera. De igual manera los peces más grandes, al igual que las hembras, consumieron presas de mayor tamaño pero en menor cantidad.

En *U. scaber*, se identificaron 17 tipos de presa, dentro de los cuales los teleósteos fueron el grupo dominante con el 62,39% RI de la dieta (Fig. 3).

El peso promedio de las presas que consumió fue de 1,73 g, con un número bajo por estómago (1,1). Comparada con las otras especies piscívoras del estudio, esta especie tuvo la mayor frecuencia de ocurrencia de presas, debido a la presencia de peces en la mayoría de los estómagos analizados.

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

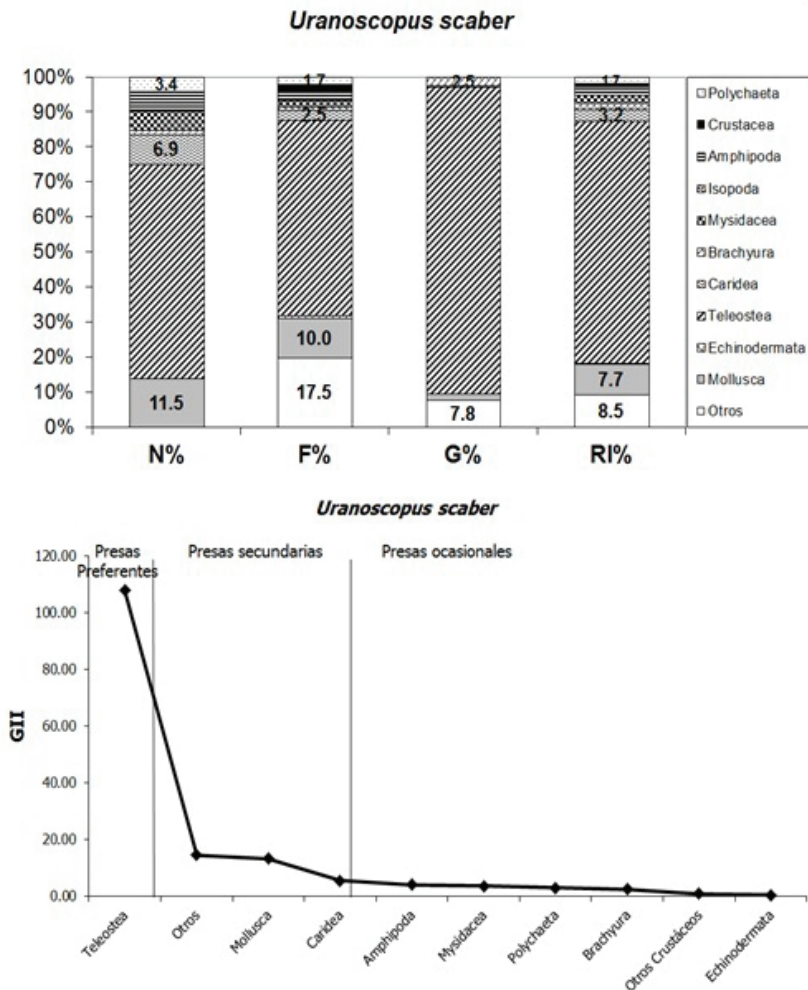


Figura 3. Composición dietaria y clasificación de las presas en la dieta de *U. scaber* de acuerdo con el índice GII

Así mismo, la presencia de restos también fue alta, lo cual indica una rápida descomposición de las presas.

Observamos que la dieta de *U. scaber* está conformada básicamente por peces como presas preferentes; en segundo lugar, pero bastante alejadas, estarían los moluscos, y el resto de presas (caridea, anfípodos, misidáceos, poliquetos, brachyura, otros crustáceos diversos que no fueron identificados y equinodermos), se considerarían ocasionales.

En *S. scrofa* se identificaron 16 tipos de presas, destacando los teleósteos como el grupo predominante en la dieta (64,55% RI), seguido de decápodos y moluscos (Fig. 4).

El peso promedio de las presas que consume fue de 3,3 g, siendo el valor más alto de las 5 especies estudiadas y el número promedio de presas por estómago fue de 1,5; el cual fue el más alto de las tres especies piscívoras. En la dieta de *S. scrofa* las presas preferentes fueron los peces, dentro de las presas secundarias se encontraron crustáceos caridea y moluscos; el resto de crustáceos como isópodos, cangrejos, *Upogebia* y estomatópodos como *Squilla* se hallaron en el grupo de presas ocasionales.

Finalmente para *S. lusitanica*, se identificaron 8 tipos de presas. Los poliquetos fueron la presa más importante con un

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

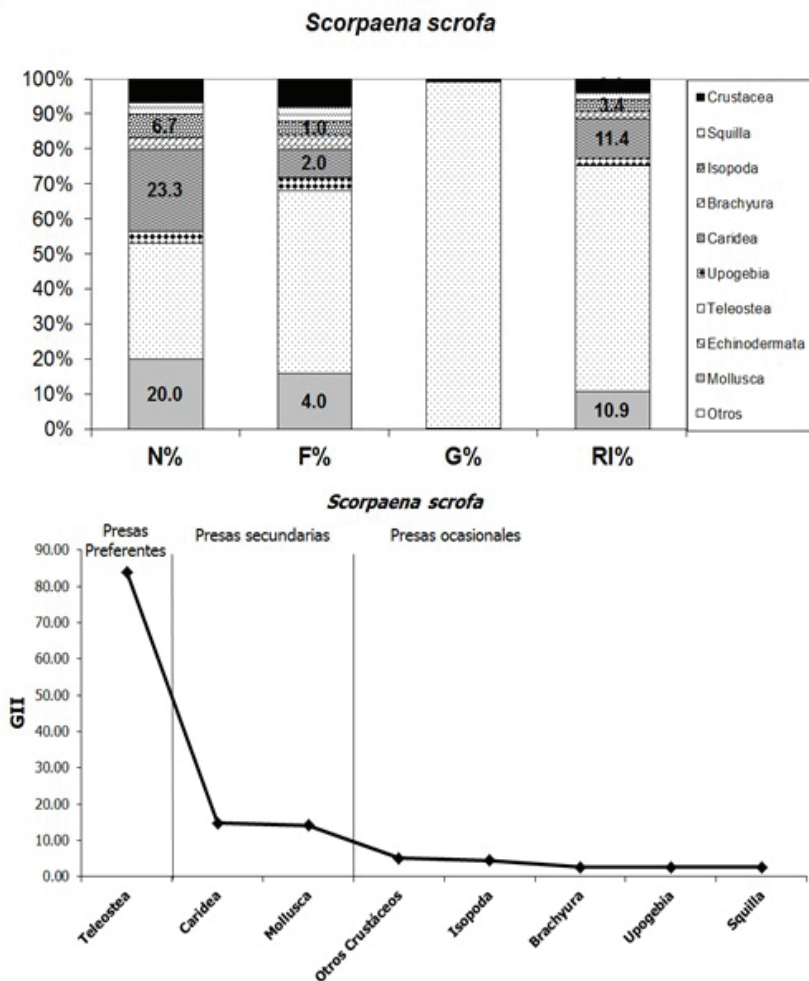


Figura 4. Composición dietaria y clasificación de las presas en la dieta de *S. scrofa* de acuerdo con el índice GI

93,09% RI. *S. lusitanica* se alimentó de presas pequeñas, con un peso promedio de 0,13 g, y en número escaso, el promedio fue de 1,2 presas por estómago. En el caso de *S. lusitanica*, las presas preferentes en la dieta se limitan a los poliquetos, quedando como ocasionales los crustáceos y los equinodermos. (Fig. 5).

Los patrones dietarios se presentan gráficamente en la Figura 6, comparando la diversidad alimenticia de la población (D_p) y la diversidad promedio de la alimentación del individuo (D_i) de cada especie.

Según este método *S. lusitanica*, *S. scrofa* y *T. torpedo* tendrían una estrategia alimentaria basada en la especialización, ya que a pesar de que pueden comer diferentes tipos de presas, dentro de su dieta hubo preferencia por un grupo taxonómico específico, en el caso de *S. lusitanica* fueron los poliquetos y en las otras dos fueron los peces. *M. surmuletus*, parece ubicarse dentro de una estrategia generalista con una dieta homogénea, basada principalmente en una amplia diversidad de crustáceos, esto puede ser debido a que en esta especie fue posible clasificar sus presas a una resolución taxonómica muy baja debido a la facilidad con la que pueden ser identificados los crustáceos, gracias a la permanencia de sus estructuras duras, en los estómagos. Finalmente

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

Synaptura lusitanica

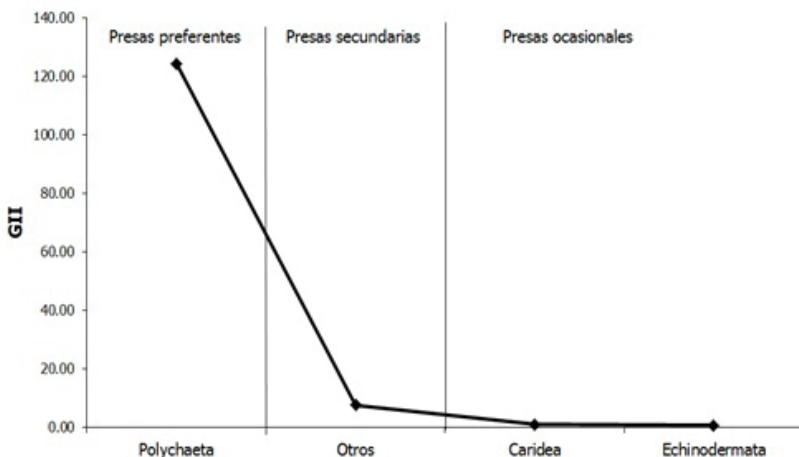
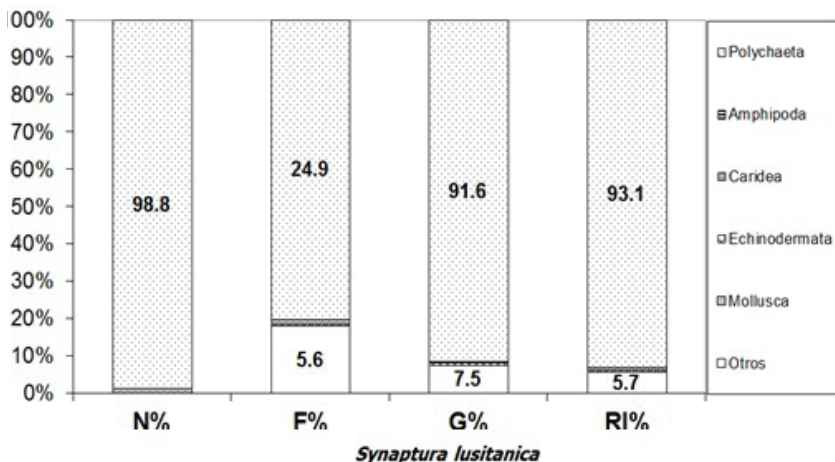


Figura 5. Composición dietaria y clasificación de las presas en la dieta de *S. lusitanica* de acuerdo con el índice GII

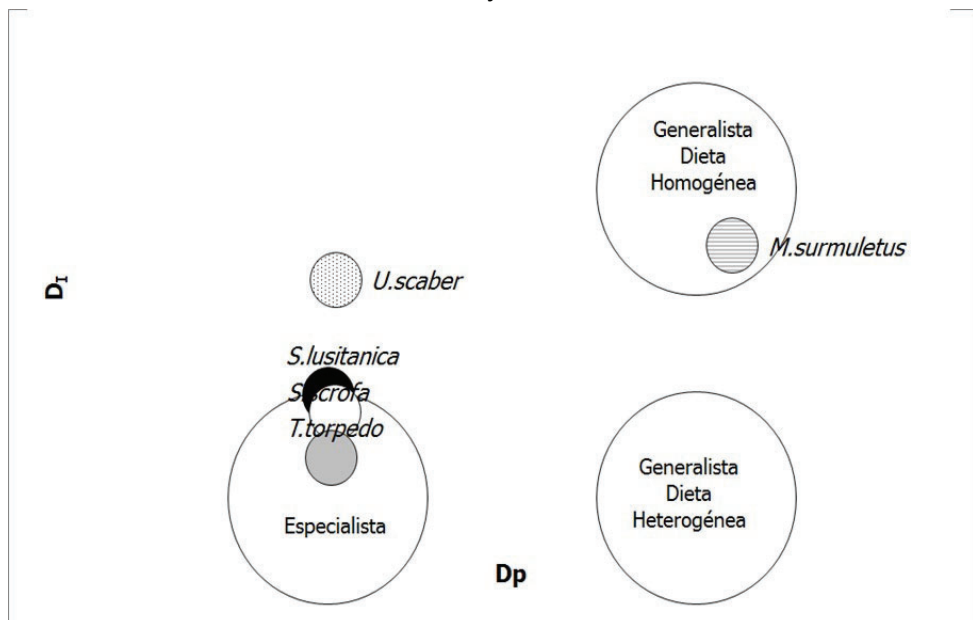


Figura 6. Estrategia alimentaria

U. scaber pareciera estar a medio camino entre la estrategia especialista y la generalista, ya que aun cuando a nivel de individuo se encuentra una gran variedad de presas a nivel poblacional la diversidad no es tan alta.

DISCUSIÓN: *T. torpedo* es una especie que aparentemente busca presas constantemente y su dieta está compuesta principalmente por teleósteos, poliquetos y moluscos. No hay muchas referencias acerca de la biología y la alimentación de esta especie. ABDEL-AZIZ (1994), estudió la biología y la

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

dieta *T. torpedo* y *T. marmorata* en aguas costeras de Egipto, afirmando que la dieta de las rayas eléctricas se compone de peces e invertebrados bentónicos, además menciona que los individuos jóvenes se alimentan de invertebrados mientras que los adultos son piscívoros. Los resultados de nuestro estudio coinciden con los de ABDEL-AZIZ (1994), aun cuando en nuestro caso el segundo grupo preferente en la dieta *T. torpedo* fueron los poliquetos y no los crustáceos.

Por la cantidad de alimento que siempre se encontró en los estómagos de *M. surmuletus*, pensamos que de las cinco especies estudiadas fue la que presentó la mayor dinámica alimenticia. Podemos afirmar que *M. surmuletus* se alimenta principalmente de crustáceos, predominando los decápodos brachyura y los anfípodos, estando en segundo lugar el consumo de poliquetos. Otros grupos taxonómicos tales como equinodermos y moluscos pueden ser considerados presas raras que hacen parte de la dieta en la medida que la densidad de este tipo de presas posiblemente aumente en el medio.

M. surmuletus se alimenta de presas que viven asociadas al sedimento. Hay que destacar que no se encontró sedimento en los estómagos de *M. surmuletus* lo cual nos hace pensar que esta especie consume las presas de la superficie del se-

dimento, seleccionando los individuos que encuentra sobre el sustrato. Esto mismo ya fue anotado en el estudio que realizaron LABROPOULOU *et al.* (1997) en los salmonetes de las costas griegas.

De las cinco especies consideradas en este estudio, *M. surmuletus* es la única que cuenta con bastantes referencias bibliográficas relacionadas con sus aspectos biológicos y ecológicos. Dentro de la ecología trófica los temas de alimentación en *M. surmuletus* han sido ampliamente tratados por numerosos autores. De tal manera que se conoce a través de estos trabajos que la dieta de esta especie se compone principalmente de poliquetos, isópodos, eufasiáceos, misidáceos, cumáceos, anfípodos, decápodos, moluscos y equinodermos (LABROPOULOU *et al.*, 1997; MAZZOLA *et al.*, 1999; LABROPOULOU Y MARKAKIS, 1998; AGUIRRE, 2000; MACHIAS Y LABROPOULOU, 2002; AGUIRRE Y SÁNCHEZ, 2005; MAHÉ *et al.*, 2005); aun cuando las proporciones de cada grupo trófico cambian según el área de estudio.

U. scaber presentó una dinámica alimenticia similar a *M. surmuletus*, pero el número medio de presas fue menor que en ésta última. Comparada con las demás especies piscívoras del estudio, esta especie tuvo, de forma global, la mayor frecuencia de ocurrencia de sus presas, debida en primer lugar

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

a la presencia de peces en la mayoría de los estómagos analizados. De igual manera la presencia de restos también fue bastante alta lo cual nos puede indicar una rápida descomposición de las presas. Observamos que la dieta de *U. scaber* está conformada básicamente por peces como presas preferentes, seguida por crustáceos, moluscos y poliquetos. Nuestros datos son similares a los resultados encontrados por SANZ (1985) en el golfo de Valencia. En ese trabajo la alimentación de *U. scaber* estuvo conformada principalmente por peces (62,5%) y crustáceos (25,8%), sobre todo decápodos.

S.scrofa se alimenta de presas de gran tamaño y dado el número reducido y la escasa frecuencia del alimento encontrado pensamos que tienen una dinámica alimenticia baja. Esta especie presentó un contenido alimenticio diverso, en el cual los peces fueron las presas preferidas, seguidas de crustáceos carídea y moluscos. Nuestro trabajo coincide con el de HARMELIN-VIVIEN *et al.* (1989) en que las presas ingeridas por las escorpas fueron relativamente grandes y no numerosas y exhibieron una heterogeneidad cualitativa muy fuerte de un individuo a otro, sugiriendo que es necesario un gran número de individuos para estudiar acertadamente la alimentación de estas especies.

Finalmente, *S.lusitanica* se caracterizó por tener un alto índice de vacuidad (representado por un porcentaje muy alto de estómagos vacíos), lo cual de acuerdo con autores como RAMOS-JARA (1981) y GIBSON (2005), se debe a una tasa de digestibilidad del alimento bastante elevada. Esta especie se alimenta de presas pequeñas y en bajas cantidades, las presas preferidas se limitan a poliquetos y ocasionalmente se alimentan de crustáceos y equinodermos. De acuerdo con GIBSON (2005) los pleuronéctidos consumen dos tipos generales de presas: hay especies consumidoras de poliquetos y pequeños crustáceos bentónicos como es el caso de *Solea solea* y hay especies consumidoras de peces y calamares. Ambos grupos también pueden incluir en sus dietas presas menos dominantes como son copépodos harpacticoides, bivalvos, equinodermos, oligoquetos, larvas de insectos, decápodos, misidáceos, eufasiáceos etc. Según nuestros datos, *S. lusitanica* estaría dentro del primer grupo. El único estudio previo acerca de la dieta de *S. lusitanica* ha sido realizado por CABRAL *et al.* (2003), en costas de Portugal. En cuanto a la alimentación los autores comentan que *S. lusitanica* tiene una dieta basada en pocos tipos de presas, compuesta principalmente de poliquetos, bivalvos y cefalocordados. La estrategia alimenticia indica una tendencia a la especialización por parte de *T.torpedo*, *S.scrofa* and *S. lusitanica*, al contra-

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

rio de *M. surmuletus* y *U. scaber* que se ubicarían dentro de una estrategia más generalista. La información acerca de las estrategias alimenticias de las cinco especies estudiadas es escasa o no existe, por lo tanto, a continuación discutiremos nuestros resultados con base en algunos de los datos publicados por otros autores.

En cuanto a la estrategia alimentaria de *M. surmuletus*, hay cierta diversidad de criterios entre los diferentes autores, de tal manera que LABROPOULOU *et al.* (1997), aseguran que los salmonetes exhiben algún grado de selectividad en sus hábitos alimenticios ya que ellos consumen casi exclusivamente decápodos y anfípodos. Afirman que la especialización en la alimentación y amplitud de la dieta es el resultado de un desarrollo evolutivo de un único comportamiento alimenticio, morfología y estructura bucal, lo cual interactúa con las características de tamaño, distribución y abundancia de ciertos tipos de fauna bentónica disponible. Por su parte, MAZZOLA *et al.* (1999), consideran que el patrón de alimentación de los juveniles de *M. surmuletus* corresponde al de especies oportunistas y finalmente, AGUIRRE (2000), la caracterizó como forrajera activa generalista, en la cual su alimentación consiste en la recolección casual de sustratos en la que va seleccionando las presas en función de su palatabilidad.

Con respecto a *S. lusitanica*, CABRAL *et al.* (2003), aseguran que la aparente especialización alimenticia, o al menos la amplitud de nicho extremadamente estrecha, contradice el estatus de generalistas y oportunistas que se le ha asignado a muchas especies de la familia Soleidae. Sin embargo SÁ *et al.* (2003), estudiaron la dieta de especies como *Solea vulgaris* y *Solea senegalensis* y sugieren una especialización en su alimentación.

No se encontraron datos acerca de la estrategia alimentaria de *T. torpedo*, *U. scaber* o *S. scrofa*. Con respecto a esta última especie, se han publicado algunos estudios realizados en otras especies del mismo género como es el caso del estudio realizado por LA MESA *et al.* (2007), quienes observaron que en *Scorpaena maderensis* la mayoría de las presas fueron raras y por lo tanto la clasifican como una especie generalista en la cual un gran número de presas son normalmente consumidas por un porcentaje bajo de depredadores, aun cuando algunas veces en cantidades enormes. Esta especie cuenta con un espectro trófico amplio a nivel poblacional pero se caracteriza por una alimentación especialista a nivel individual. La gran variedad de alimento y la ausencia de una presa verdaderamente dominante son típicas de un depredador generalista y oportunista el cual es capaz de ajustarse

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

a diferentes tipos de presas de acuerdo con su ontogenia; o evidenciar diferentes preferencias alimenticias entre sexos. Tal plasticidad en la alimentación podría haber jugado un papel importante en la dispersión de las diferentes especies de la familia scorpaenidae en el Mediterráneo. En nuestro caso, *Scorpaena scrofa* presentó una diversidad en sus presas, más o menos alta a nivel individual, pero a nivel poblacional fue muy claro el dominio de los peces como la presa principal, lo que nos lleva a considerarla como especialista.

Referencias

- ABDEL-AZIZ, S.H., 1994. Observations on the biology of the common torpedo (*Torpedo torpedo*, Linnaeus, 1758) and marbled electric ray (*Torpedo marmorata*, Risso, 1810) from Egyptian Mediterranean Waters. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 45: 693-704.
- AGUIRRE, H., 2000. Aspectos biológicos y ecológicos del salmonete de fango *Mullus barbatus* L.1758 y del salmonete de roca *Mullus surmuletus* L. 1758, del Mediterráneo Noroccidental. *Tesis doctoral Universidad Politécnica de Cataluña*. 261pp.
- AGUIRRE, H.; SÁNCHEZ, P., 2005. Repartición del recurso trófico entre *Mullus barbatus* y *M. surmuletus* en el Mar Catalán (Mediterráneo Noroccidental). *Ciencias Marinas* 31(2): 429-439.
- AMEZAGA-HERRÁN, R., 1988. Análisis de contenidos estomacales en peces. Revisión bibliográfica de los objetivos y la metodología,

63. *Informes técnicos Instituto Español de Oceanografía. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación* 74pp.

ASSIS, C.A., 1996. A generalised index for stomach contents analysis in fish. *Scientia Marina*, 60 (2):385-389

BEYST, B.; CATTRIJSSE, A & MEES, J., 1999. Feeding ecology of juvenile flatfishes of the surf zone of a sandy beach. *Journal of Fish Biology* 55: 1171-1186.

CABRAL, N.H. 2000. Comparative feeding ecology of two sympatric soles: *Solea solea* and *Solea senegalensis* within the nursery areas of the Tagus estuary. *Journal of Fish Biology* 57: 1550 - 1562

CABRAL, H.; CATARINO, A.I.; FIGUEIREDO, J.; GARCIA, J.; HENRIQUES, M. 2003. Feeding ecology, age, growth and sexual cycle of the portuguese sole, *Synaptura lusitanica*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83:613-618.

DARNAUDE, A.L.; HARMELIN-VIVIEN, M.L. & SALEN-PICARD, C. 2001. Food partitioning among flatfish (Pisces: Pleuronectiforms) juveniles in a Mediterranean coastal shallow area. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81:119-127

GIBSON, R.N. (Ed) 2005. Flatfishes. Biology and exploitation. *Blackwell Science Ltd*. Oxford, U.K. 391 pp.

HARMELIN-VIVIEN, M. L.; KAIM-MALKA, R. A.; LEDOYER, M.; JACOB-ABRAHAM S.S., 1989. Food partitioning among scorpaenid fishes in Mediterranean seagrass beds. *Journal of Fish Biology*, 34:715-734.

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

- HYSLOP, E.J., 1980. Stomach contents analysis - a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17:411-429.
- LA MESA, G.; LA MESA, M.; TOMASSETTI, P., 2007. Feeding habits of the Madeira rockfish *Scorpaena maderensis* from central Mediterranean sea. *Marine Biology*, 150:1313-1320.
- LABROPOULOU, M.; MACHIAS, A.; TSIMENIDES, N.; ELEFTHERIOU, A., 1997. Feeding habits and ontogenic diet shift of the striped red mullet, *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758. *Fisheries Research* 31:257-267.
- LABROPOULOU, M; MARKAKIS, G., 1998. Morphological-dietary relationships within two assemblages of marine demersal fishes. *Environmental Biology of Fishes* 51: 309-319.
- MACHIAS, A.; LABROPOULOU, M., 2002. Intra-specific Variation in resource use by red mullet, *Mullus barbatus*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 565-578.
- MAHÉ, K.; DESTOMBES, A.; COPPIN, F.; KOUUBI, P.; VAZ, S.; LE ROY, D.; & CARPENTIER, A, 2005. Le rouget barbet de roche *Mullus surmuletus* (L. 1758) en Manche orientale et mer du Nord. *Rapport de Contrat IFREMER/CRPMEM Nord-Pas-de-Calais*, 187pp.
- MARSHALL, S.; ELLIOTT, M., 1997. A comparison of univariate and multivariate numerical and graphical techniques for determining inter- and intra-specific feeding relationships in estuarine fish. *Journal of Fish Biology*, 51:526-545.

- MAZZOLA, A.; LOPIANO, L.; LA ROSA, T.; SARÀ, G., 1999., Diel feeding habits of juveniles of *Mullus surmuletus* (Linneo, 1758) in the lagoon of the Stagnone di Marsala (Western Sicily, Italy). *Journal of Applied Ichthyology* 15: 143-148.
- MORTE, S.; MARÍA, S., 2002. Estudio de las relaciones tróficas de algunos peces bentónicos de interés comercial del Golfo de Valencia (Mediterráneo occidental). *Tesis. Departamento de Microbiología y Ecología. Universidad de Valencia*. 193 pp.
- RAMOS-JARA, J. 1981. Fisiología de la reproducción y biología del lenguado (*Solea solea* L.) *Tesis de doctorado*. Departamento de Fisiología animal. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Complutense de Madrid. 264 pp.
- SÀ, R.; BEXIGA, C.; VIEIRA, L.; VEIGA, P.; ERZINI, K. 2003. Diets of the sole *Solea vulgaris* Quensel, 1806 and *Solea senegalensis* Kaup, 1858 in the lower estuary of the Guadiana River (Algarve, southern Portugal): Preliminary results. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 19 (1-4):505-508
- SANJAUME, E.; MATEU, J.F. (Eds). 2005. Geomorfología litoral i quaternari: Homenatge al professor Vicenç M. Roselló i Verger. PUV, 497 pp.
- SANZ, A., 1985. Contribución al estudio de la biología de *Uranoscopus scaber* Linnaeus, 1758 (Osteichthyes, Uranoscopidae) del Mediterraneo occidental. *Investigación pesquera*, 49 (1):35-48.
- TOKESHI, M., 1991. Graphical analysis of predator feeding strategy and prey importance. *Freshwater Forum* 1, 179-183.

Composición de la dieta y estrategia alimentaria de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera (España)

Notas

1. D.I.H.M.A. Laboratorio de Ecología Universidad Politécnica de Valencia. Cno de Vera s/nº 46071. Valencia (España) +34- 96877976 (ajaramil@dihma.upv.es)

**JUAN EDUARDO GUILLÉN, DAVID GRAS,
GABRIEL SOLER & ALEJANDRO TRIVIÑO**

**Relationship between taxocenoses of
decapod crustaceans and characteristics
of coastal detritic bottoms in the east and
southeast of the Spanish coast**

Índice

Portada	
Créditos	
Summary	9
Résumé	10
Resumen	11
Introduction	12
Material and methods	15
Results	19
Sedimentological parameters	19
Species Composition	19
Differentiation of sampling stations	26
Discussion	28
Acknowledgements	31
References	31
Notas	37

Relationship between taxocenoses of decapod crustaceans and characteristics of coastal detritic bottoms in the east and southeast of the Spanish coast

Juan Eduardo Guillén (1), David Gras (1), Gabriel Soler (1) & Alejandro Triviño (1)

Summary

This paper studies the composition of decapod crustacean populations in coastal detritic bottoms of east and south-east Spain. A series of statistical analyses were performed in order to compare composition and diversity. The decapod taxocenoses shows higher levels of abundance, wealth and diversity in the locations identified as typical detritic bottoms. Finally, some groups of species could be used for typify the biocenoses of typical coastal detritic bottom, like: *Paguristes eremita*, *Ebalia edwardsi*, *E. deshayesi*, *Eurynome aspera*, *Galathea intermedia*, *Parthenope massena*, and *Anapagurus*

hyndmani; the biocenoses of muddy coastal detritic bottoms: *Ebalia tuberosa*, *Atelecyclus rotundatus*, *Ethusa mascarone* and *Liocarcinus zariquieyi*; and Muddy sand biocenoses: *Upogebia deltaura*, *Goneplax rhomboides*.

Key words: Decapod crustaceans, Coastal detritic bottoms, Mediterranean, Spain.

Résumé

Nous avons étudié la composition des populations de crustacés décapodes à l'Est des fonds détritiques circalittoral et du Sud-Ibérique par rapport aux différents faciès, la réalisation de diverses analyses statistiques sur la composition et la diversité. Le taxocenosis crustacés décapodes montre des valeurs élevées de l'abondance, la richesse et la diversité dans les endroits identifiés comme des fonds détritiques côtiers aspect typique. Enfin, certains groupes d'espèces pourraient être utilisées pour caractériser les débris de fonds typiques biocénose côtières, telles que: *Paguristes eremita*, *Ebalia edwardsi*, *E. deshayesi*, *Eurynome aspera*, *Galathea intermedia*, *Parthenope massena* et *Anapagurus hyndmani*; biocénose des boueuses détritiques côtiers: *Ebalia tuberosa*, *Atelecyclus rotundatus*, *Ethusa mascarone*, *Liocarcinus zari-*

Relationship between taxocenoses of decapod crustaceans and characteristics of coastal detritic bottoms in the east and southeast of the Spanish coast

quieyi; et biocénose sable vaseux: *Upogebia deltaura*, *Goneplax rhomboides*.

Mots-clés: crustacés décapodes, des détritits, de la Méditerranée, en Espagne.

Resumen

Se ha estudiado la composición de las poblaciones de crustáceos decápodos en los fondos detríticos circalitorales del Este y Sureste ibérico, con relación a sus diferentes *facies*, efectuándose diferentes análisis estadísticos sobre la composición y diversidad. La taxocenosis de crustáceos decápodos muestra elevados valores de abundancia, riqueza y diversidad en las localidades identificadas como fondos detríticos costeros de aspecto típico. Por último, algunos grupos de especies podrían ser utilizados para caracterizar las biocenosis típica de fondos detríticos costeros, tales como: *Paguristes eremita*, *Ebalia edwardsi*, *E. deshayesi*, *Eurynome aspera*, *Galathea intermedia*, *Parthenope massena*, y *Anapagurus hyndmani*; la biocenosis del detrítico costero enfangada: *Ebalia tuberosa*, *Atelecyclus rotundatus*, *Ethusa mascarone*, y *Liocarcinus zariquieyi*; y la biocenosis de arenas fangosas: *Upogebia deltaura*, *Goneplax rhomboides*.

Palabras Clave: Crustáceos decápodos, Detrítico, Mediterráneo, España.

Introduction

Mediterranean coastal detritic biocenoses were described by Pérès & Picard (1964), and Meinesz *et al.* (1983), as a biocenoses found in these bottoms of the circalittoral level, where various *facies*, such as the “pralinés” (maërl) *facies*, *Osmundaria volubilis* beds (Ballesteros, 1988, 1992), and *facies* with free *Squamariaceae* *facies* (*Peyssonnelia spp.*) (Ballesteros, 1994). These habitats are characterised by high levels of diversity (Sciberras *et al.*, 2009), because: i) biota includes taxons of both hard and soft substrata; ii) the *Corallinaceae* rhodoliths increase microhabitats and architecture facilitates considerable spatial heterogeneity; and iii) to contain a wide variety of trophic species. Due to the great biodiversity and currently highly localised distribution (specifically in the maërl beds) these detrital beds are considered to be a “threatened Mediterranean landscape” (UNEP/IUCN/GIS Posidonie, 1990) and a habitat that requires EU management measures (92/43 European Directive). Anthropic impacts caused mainly by trawl fishing and dredging are the main reasons for the rarefaction of this type of beds in the Mediterranean (Wilson *et al.*, 2004).

Relationship between taxocenoses of decapod crustaceans and characteristics of coastal detritic bottoms in the east and southeast of the Spanish coast

The sediments of the coastal detrital beds are a mixture of terrigenous and particularly biogenic elements (remains of sea-shells and exoskeletons). In east and south-east Spain, the biocenoses is typified by *Arthrocladia villosa* and *Sporochanus pedunculatus*, indicating the presence of bottom currents (Ballesteros, 1988). The structural algae species include sciaphilic algae, such as *Halimeda tuna*, *Halopteris filicina*, *Valonia macrophysa*, *Dyctiota linearis*, *Cryptonemia lomation*, *C. tunaeformis*, *Mesophyllum lichenoides*, *Peyssonnelia polimorpha*, *P. rosa-marina* and *Phymatolithon calcareum* (Boisset, F., 1992). When physical conditions allow, specially bottom currents (De Grave, S., 1999; Everett, R.A., 1994), maërl *facies* can occur, with free calcareous red algae on the substratum, mainly *Phymatolithon calcareum*, with a presence of soft algae during the summer. Another *facies* to be found on the detrital bed in its most advanced stages is the free *Peyssonnelia*, although it does not occur frequently in the Spanish Mediterranean, which is typified by the presence of *Peyssonnelia rubra* and *P. orientalis* and other associated algae such as *Aglaozonia parvula*, *A. chilosa*, *Rhodymenia ardissoni*, *Botryocladia boergesenii*, *Cryptonemia lomation*, *C. tunaeformis* and *Polysiphonia subulifera* (Ballesteros, E., 1988; Bordehore, *et al.*, 2003).

When the coastal detrital biocenoses contains a significant amount of muddy fraction, the composition of *facies* shows lower specific diversity. This may be a regressive stage with regard to typical detrital *facies* that is generated mainly in the study area due to the impact of trawl fishing which leaves visible marks at certain stations. Finally, where more degradation has occurred, gravel and coarser sediment are absent, giving way to a muddy sand biocenoses, with no algae populations and a predominance of polychaete and bivalve taxocenoses (Grall & Hall-Spencer, 2003).

Studies of relationships between decapod crustaceans and benthic biocenoses are not widespread. The most important works carried out in this field include those by García-Raso & Fernández-Muñoz (1987), García-Raso (1988) on sea beds with calcareous concretions of *Mesophyllum lichenoides*; González-Gurriarán (1982) and Iglesias & González-Gurriarán (1984) on *rias* and communities associated with mussel farms in the Atlantic; Silvestre (1990) on port environments; Vadon (1981), García-Raso (1990), and Sánchez-Jerez (1994) on the *Posidonia oceanica* meadow; Abelló (1986), Sardà & Palomera (1981), Castelló & Abelló (1983), Abelló (1986), Tunesi (1986); García-Raso (1987) and Guillén (1997) on soft-bed communities; Carbonell (1984) and Pérez-

Relationship between taxocenoses of decapod crustaceans and characteristics of coastal detritic bottoms in the east and southeast of the Spanish coast

Yuste (1984) on communities associated with islands; Gili & McPherson (1987) on cave communities; and Guillén (1997) and García-Muñoz *et al.* (2008) on littoral biocenoses.

The objective of this study was to identify the taxocenoses of decapod crustaceans in the biocenoses of the coastal detritic bottoms in east and south-east Spain, and the varying composition of this taxocenoses with regard to the different substrata observed

Material and methods

Samples were collected in 11 locations of the east and south-east coast of Spain, on coastal detritic bottoms between 20 and 40 m depth, at different sampling periods (1999 and 2005 during the summer months -June to October-) (Figure 1).

A series of transect video sweeps were made to characterise the benthic composition of each location, by fitting a camera to a sled with a co-ordinate plotting system. At each location, was covered an area of at least 1 km² and the stations were positioned at least 1,000 m away from other biocenoses (eg: *Posidonia oceanica*), which could affect the composition of decapod taxocenoses. These films were used to characterize the different coastal detritic *facies*: muddy sand biocenoses;

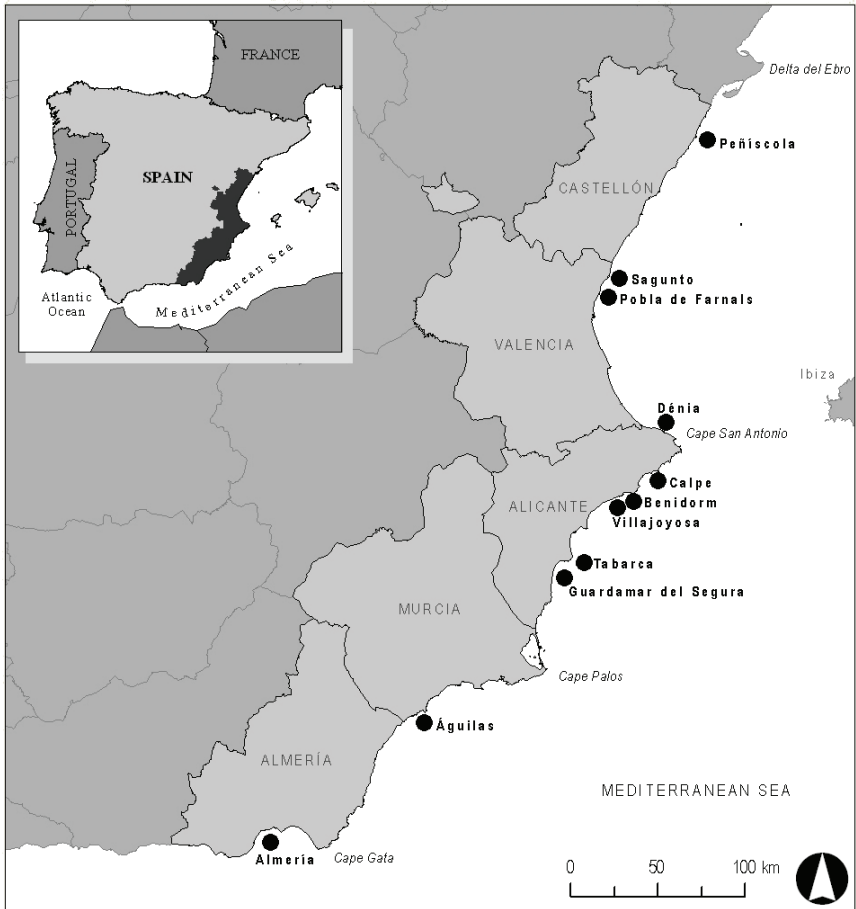


Fig. 1. Location map for the sampling locations studied.
*Fig. 1. Mapa de localización de las estaciones de muestreo
estudiadas.*

Relationship between taxocenoses of decapod crustaceans and characteristics of coastal detritic bottoms in the east and southeast of the Spanish coast

muddy detritic coastal bottom; and typical detritic coastal bottoms.

The samples were gathered using Van Veen grabs with a sampling surface of 400 cm², at a depth of 5 cm, approximately, within the sediment. Nine replicates were taken at each station, except at the Guardamar del Segura station, where six were taken, and the Benidorm and Tabarca islands, where 12 replicates were taken. The total amount of samples was 102. Each sample was sieved using a 500 µm mesh sieve. The samples were then fixed in formaldehyde at a concentration of 3% in filtered seawater, and were then separated and classified in the laboratory.

Sediment characteristics were studied from sediment grain size, organic content, and pH and redox potential. Grain size was analysed and organic matter assessed using the method described by Buchanan (1984), grouping sediment fractions into six categories: muds and clays ($\phi < 0,062$ mm), very fine sand (0,062 to 0,125 mm), fine sands (0,125 to 0,250 mm), medium-coarse sand (0,250 to 0,500 mm), coarse sand (0,500 to 1 mm) and gravel ($\phi > 1$ mm). Organic matter was calculated by weighing the sample before and after calcination in a muffle furnace (at 600° C for two hours). The pH and

redox potential were measured *in situ* on board the craft immediately after the grab, using a HANNA HI 9025c pH meter.

The Margalef Index was used to assess the diversity of each station: $I = (s-1)/\ln N$, where I is diversity, s is the number of species present, and N is the total number of individuals found (of all species). The Shannon-Weaver Index was also used: $H' = -\sum p_i$, where p_i is the proportion of individuals of the species with regard to the total number of individuals (i.e. the relative abundance of species i). The index thus considers the amount of species present in the study area (species wealth) and the abundance of each one of those species.

The results obtained were statistically analysed. Logarithmic transformation was used on abundance species data. Non-parametric techniques (Clarke & Wallis, 1994) were used to analyse the data, by means of MDS analysis, after a logarithmic transformation, using the stress quotient as the reliability parameter, with the following confidence intervals: <0,05: excellent data interpretation; 0,05 - 0,1: good data interpretation; values of more than 0,2, are considered random distributions. (Clarke, 1993). To discriminate species groups, taxa above that species were eliminated, as were any species found in fewer than five stations. A cluster graph was used to depict species groups (Clarke & Wallis, 1994).

Relationship between taxocenoses of decapod crustaceans and characteristics of coastal detritic bottoms in the east and southeast of the Spanish coast

Results

Sedimentological parameters

Table 1 shows the average values for the different types of sediment, according to the values observed in the sediment type and their identification by the observations made in the biocenoses using the transect videos.

Species Composition

A total of 50 taxa were identified in the 11 locations stations studied. Table 2 shows the results for each location.

Table 3 shows the diversity index and abundance values for each location. The Tabarca sampling location contained 352 specimens/m², followed by the Island of Benidorm, with 157, La Pobla de Farnals, with 103, and Sagunto, with 92 specimens/m². Abundance was much lower in all other sampling locations, ranging from 33 specimens/m² in Guardamar del Segura, to 11 specimens/m² in Peñíscola. Species wealth was highest in the Benidorm sampling location (30), followed by Tabarca (18) and Sagunto (15). All other locations recorded fewer than six species.

Regarding the Margalef Index, the Island of Benidorm station recorded a high-diversity value of more than 5 (6,12), with values between 2 and 5 recorded for the Tabarca and Sa-

Stations	Depth	Mode	D ₅₀	Org. Matter	Redox	pH	Sediment type	Biocenosis code
Villejosa	24,7±8,0	0,04	0,05	1,49±0,10	-22,63±1,54	7,41±0,60	Mud and clay	1
Almeria	35,0±5,0	0,1	0,07	8,19±0,58	-269,33±11,93	7,64±0,10	Very fine sand	1
Guardamar	25,0±2,0	0,11	0,08	7,88±1,61	-243,07±13,32	7,28±0,02	Very fine sand	1
Calpe	33,3±4,51	0,13	0,15	7,92±0,68	-216±8,62	7,25±0,12	Fine Sand	2
Sagunto	24,9±3,0	0,14	0,16	4,34±0,37	-240,67±7,51	7,49±0,13	Fine Sand	2
Denia	34,7±2,1	0,18	0,18	2,94±0,15	22,58±1,93	7,22±0,13	Fine Sand	2
Pobla de Farnals	21,0±1,0	0,2	0,22	8,81±0,20	-318,7±2,71	7,00±0,17	Fine Sand	2
Pefiscola	29,0±1,0	0,21	0,19	7,01±0,25	-332,07±1,54	7,43±0,03	Fine Sand	2
Tabarca	30,7±3,1	0,45	0,42	7,32±0,29	-45,53±26,85	7,2±0,05	Medium Sand	3
Benidorm	31,3±1,5	0,47	0,16	7,77±0,77	-50,17±33,01	7,22±0,12	Medium Sand	3
Águilas	40,0±6,6	0,92	0,46	8,28±0,29	-26,7±1,83	7,22±0,06	Medium Sand	3

Table 1. Average values for the different parameters studied in the sampling stations (biocenoses code: 1: Muddy sand biocenoses; 2: Muddy detritic coastal bottom; 3: Typical detritic coastal bottoms) (\pm Standard deviation).

Tabla 1. Valores promedio de los parámetros estudiados en las estaciones de muestreo. (Código de biocenosis: 1: Arenas fangosas; 2: Detrítico enfangado; 3: detrítico de aspecto típico) (\pm Desviación estándar).

Relationship between taxocenoses of decapod crustaceans and characteristics of coastal detritic bottoms in the east and southeast of the Spanish coast

STATION		Sagunto	Pobla de Farnals	Guardamar	Villajoyosa	Denia	Agulias	Almeria	Peñíscola	Calpe	Benidorm	Tabarca
Code Biocenosis		2	2	1	1	2	3		1	2	2	3
SPECIES	Symbol	06/99	06/99	06/05	07/99	10/00	07/02	06/01	07/01	07/99	06/01	07/01
<i>Hippolyte longirostris</i>											1	
<i>Thorulus cranchii</i>	T-CRA								3		5	48
<i>Alpheus dentipes</i>	A-DEN			8		3					5	
<i>Alpheus macrocheles</i>	A-MAC							6				
<i>Athanas nitescens</i>	A-NIT								3		5	23
<i>Automate branchialis</i>	A-BRA	6										
<i>Synalpheus gambarelloides</i>										3		
<i>Processa modica carolii</i>	P-MOD	11	11	8	11	11	6					
<i>Processa sp.</i>								3		3	4	7
<i>Periclimenes scriptus</i>											1	
<i>Aegaeon cataphracta</i>				4								
<i>Callianassa tyrhena</i>	C-TYR	8	8		6		3	3			5	1
<i>Upogebia deltaura</i>	U-DEL									8		
<i>Clibanarius erythropus</i>		3										
<i>Paguristes eremita</i>	P-ERE											15
<i>Dardanus arrosor</i>							3					
<i>Pagurus forbesi</i>											3	
<i>Pagurus cuanensis</i>											1	
<i>Pagurus excavatus</i>											1	
<i>Pagurus alatus</i>											1	
<i>Pagurus prideaux</i>												
<i>Paguridae</i>										3	1	
<i>Anapagurus hyndmanni</i>	A-HYN					6					9	26
<i>Anapagurus petiti</i>	A-PET	6	8				8				3	28
<i>Anapagurus sp.</i>											15	109
<i>Galathea intermedia</i>	G-INT	3	22									
<i>Galathea bolivari</i>	G-BOL								6			
<i>Pisidia longimana</i>	P-LON	19	50	4								
<i>Homola barbata</i>												1
<i>Ethusa mascarone</i>	E-MAS					3			3		3	
<i>Ebalia edwardsi</i>	E-EDW	6								3	22	47
<i>Ebalia deshayesi</i>	E-DES										13	7
<i>Ebalia tuberosa</i>	E-TUB			4							1	
<i>Ateleocyclus rotundatus</i>	A-ROT	3		4							8	
<i>Sirpus zariquieyi</i>											1	
<i>Liocarcinus vernalis</i>							3					
<i>Liocarcinus zariquieyi</i>	L-ZAR	3				3					16	1
<i>Pilumnus hirtellus</i>												1
<i>Pilumnus villosissimus</i>	P-VIL											5
<i>Xantho pilipes</i>	X-PIL	8					3				1	
<i>Xantho hydrophilus</i>	X-HYD										4	2

Table 2. Abundance of specimens/m² (averages per station and species). Code biocenoses (see table 2).

Tabla 2. Abundancia de specimens/m² (promedios por estación y especie). Código de biocenosis (ver tabla 2).

	Sagunto		Fornals		Guardamar		Villajoyosa		Denia		Aguilas		Almeria		Peníscola		Calpe		Benidorm		Tabarca	
Code Biocenosis	2	2	1	1	1	1	1	1	2	2	3	1	1	2	2	2	3	3	3	3	3	
Specimens/m2	92	103	33	19	28	25	14	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
Richness	15	6	6	3	6	6	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Margalef Index (DMg)	2,9035	1,0811	1,4427	0,6676	1,4849	1,5346	1,1078	1,1078	1,4849	1,6324	1,6977	1,3322	1,3322	1,3322	1,5946	1,5946	1,5946	1,5946	1,5946	1,5946	1,5946	1,5946
Shannon Index (H')	2,4504	1,4235	1,7329	0,9746	1,6324	1,6977	1,3322	1,3322	1,6324	1,6977	1,6977	1,3322	1,3322	1,3322	1,6957	1,6957	1,6957	1,6957	1,6957	1,6957	1,6957	1,6957
Shannon Index variance	0,0040	0,0062	0,0025	0,0098	0,0101	0,0056	0,0043	0,0043	0,0101	0,0056	0,0056	0,0043	0,0043	0,0043	0,0071	0,0071	0,0071	0,0071	0,0071	0,0071	0,0071	0,0071

Table 3. Assessment indexes of the decapod taxocenoses structure of the coastal detrital biocenoses studied. Code biocenoses (see table 2).

Tabla 3. Índices de evaluación de la estructura de la taxocenosis de decápodos en las biocenosis de detritico costero estudiadas. Código de biocenosis (ver tabla 2).

Relationship between taxocenoses of decapod crustaceans and characteristics of coastal detritic bottoms in the east and southeast of the Spanish coast

gunto stations (3,17 and 2,90, respectively), which represents an intermediate level of diversity. All other stations recorded values of less than 2, indicating low diversity and revealing a possible process of environmental degradation.

Similar values were obtained with the Shannon-Weaver Index. The highest values and consequently the greatest levels of diversity were also recorded at the Island of Benidorm (2,93), followed by Tabarca (2,30) and Sagunto (2,45). All other stations recorded values of less than 2, ranging from 1,97 in Villajoyosa to 1,73 in Guardamar del Segura.

Figure 2 shows the cluster obtained from the Bray-Curtis analysis, divided into the following groups of species:

A. Species group comprising *Upogebia deltaura*, *Alpheus macrocheles* and *Goneplax rhomboides*, considered as a group pertaining to sampling stations with muddy sands. These are species commonly caught during trawl fishing on the circalittoral level. *U. deltaura* and *G. rhomboides* are species with affinities for soft substrates (Guillén, 1997), *G. rhomboides* in addition to being a typical species of muddy substrates, has a wide bathymetric distribution, ranging up to 600 m depth (Castelló & Abelló, 1983); *A. macrocheles* is also prevalent in the floor infralittoral in *Posidonia oceanica* meadows or sciafilous biocoenosis (García-Raso, 1990; Guillén, 1997).

Relationship between taxocenoses of decapod crustaceans and characteristics of coastal detritic bottoms in the east and southeast of the Spanish coast

B2a. Comprising species with a wide distribution spectrum, such as *Xantho pilipes*, *Anapagurus petiti*, *Pisidia longimana*, y *Processa modica carolii*, and others common to the biocenoses of soft substrata, such as *Automate branchialis*, and *Callianassa tyrrhena*. Of these species, *P. modica carolii*, *A. branchialis* and *C. tyrrhena*, in the studied area, are common to shallow waters and soft substrates. While *X. pilipes* and *P. longimana*, are also frequent at shallow depth, but on hard substrates, gravel, or as the case of *P. longimana*, in calcareous algae (García-Raso & Fernández-Muñoz, 1987).

B2b. This is the main subset of species, and can be considered the group of species pertaining to detritic bottoms. There are two groups:

B2b'. The majority of the species recorded at the sampling stations with the highest levels of diversity (Benidorm and Tabarca), which are considered species pertaining to the decapod taxocenoses found in typical detritic bottoms: *Paguristes eremita*, *Pilumnus villosissimus*, *Ebalia edwardsi*, *Achaeus cranchii*, *Galathea intermedia*, *Parthenope massena*, *Xantho hydrophilus*, *Ebalia desh-*

ayesi, *Eurynome aspera*, *Anapagurus hyndmani*, *Athanas nitescens*, and *Thoralus cranchii*. Some of these have been referenced in detritic bottoms: *P. villosissimus* (García-Raso, 1982; Pérez-Yuste, 1984; Turkay *et al.*, 1987), *P. massena* (Abelló, 1986; Guillén, 1997), and *E. aspera* (Guillén, 1997). Other species are also common in other biocenoses, mainly in the *Posidonia oceanica* meadow.

B2b". Group of species also frequent in muddy detrital stations, mainly *Atelecyclus rotundatus*, *Ethusa mascarone*, *Liocarcinus zariquieyi* (Castelló & Abelló, 1983; Tunesi, 1986; García-Raso, 1987; Guillén, 1997). Also included in this group *Ebalia tuberosa*, *Alpheus dentipes*, and *Achaeus gracilis*, species with a greater range of habitats, frequently found in the rock infralittoral photophilous biocoenosis, and in *Posidonia oceanica* meadows.

Differentiation of sampling stations

MDS analysis gives a stress quotient of 0,07, which allows for a satisfactory degree of reliability in their representa-

Relationship between taxocenoses of decapod crustaceans and characteristics of coastal detritic bottoms in the east and southeast of the Spanish coast

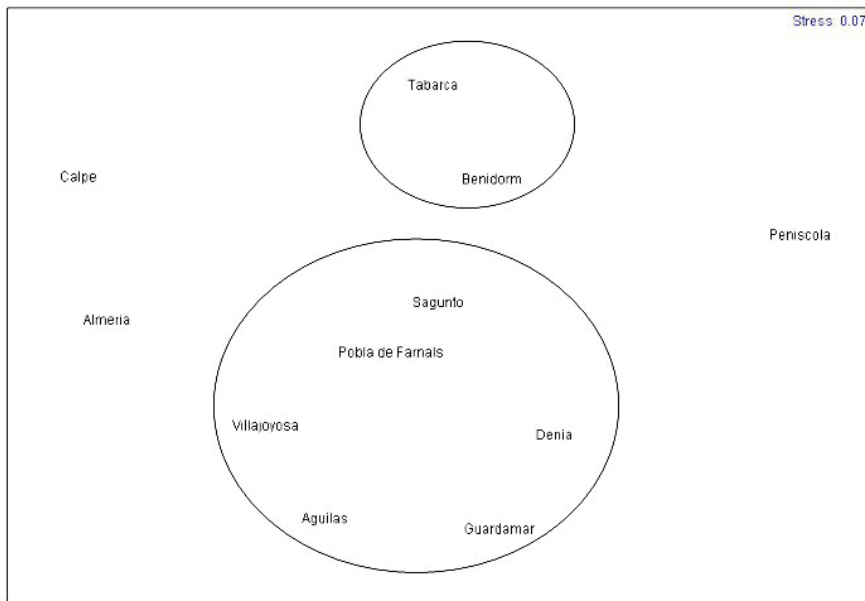


Fig. 3. MDS analysis of the sampling locations according to species composition.

Fig. 3. Análisis MDS de la composición de especies en las localidades de muestreo.

tion. Figure 3 shows a segregation of samples by stations with the highest levels of diversity, which are those with typical detrital beds: Tabarca and the Island of Benidorm, followed lower down by Sagunto (muddy detritus), but with a high level of diversity in the decapod taxocenoses. Further

down there is a group of stations with lower diversity values and finer sediments, which are considered as having muddy detritus and muddy sand beds. To the right are the stations with muddy detritus and muddy sand stations: Calpe, Almería and Peñíscola, which are separate from the rest due to the weighting in these samples of species only recorded in these stations, such as *Alpheus macrocheles* in Almería, *Synalpheus gambarelloides* and *Upogebia deltaura* in Calpe and *Galathea bolivari*, in Peñíscola.

Discussion

The video recordings made it possible to identify the different *facies* of the detritic coastal bottoms in the various sampling locations: typical beds (Benidorm, Tabarca and Águilas); muddy detritic bottoms beds (Calpe, Sagunto, Peñíscola and Pobra de Farnals); and muddy sand beds (Guardamar, Almería and Villajoyosa). This classification relates to sediment type, which is medium-coarse sand for typical detritic beds, fine sand for muddy detritic beds, and very fine or silty clayey sand for muddy sand beds.

The decapod taxocenoses shows higher levels of abundance, wealth and diversity in the locations identified as typical detritic bottoms: Benidorm and Tabarca (though not in the Águilas

Relationship between taxocenoses of decapod crustaceans and characteristics of coastal detritic bottoms in the east and southeast of the Spanish coast

station). The intermediate diversity values are for locations classified as muddy detritic bottoms, and the lowest values are for muddy sand locations.

Applying the Margalef Index in the taxocenoses of decapod crustaceans in coastal detritic bottoms reveals the differences on their structure, with values of less than two. Conversely, in *facies* considered with greater degree of ecological maturity, the decapod taxocenoses reveals high levels of diversity.

Despite factors that make it difficult to identify a taxocenoses of decapod crustaceans in the biocenoses of detritic bottoms, such as the mobility of many of the decapod species; the seasonal changes in algae production, and therefore the amount of habitat; the different requirements of decapod microhabitats depending on the development stage (young and adult) due to the proximity of other biocenoses or due to reproductive behaviours, it is nevertheless possible to identify species with higher levels of affinity for detrital beds. Some of these species show a greater level of resilience, and may endure in a process of environmental regression towards muddy *facies*. However, some of these species are also observed in other biocenoses on the infralittoral level (Guillén, 1997) and as such are species with a wide distribution spectrum. This is the case of *Alpheus macrocheles*, *A. dentipes*, *Athanas nites-*

cens and *Achaeus cranchii*, which is present in the sciaphilic biocenoses on infralittoral rock; *Galathea bolivari*, *Xantho pilipes*, *X. hydrophilus*, *Pilumnus villosissimus*, *Pisidia longimana*, *Processa modica carolii*, *Athanas nitescens*, *Thoralus cranchii* and *Achaeus gracilis*, pertaining to the biocenoses of the *Posidonia oceanica* meadow, and the group of photophilic biocenoses on infralittoral rock.

Finally, it can be concluded that, once species with a wide distribution spectrum in habitats are eliminated, the groups that would typify the different *facies* of coastal detritic bottoms, would be:

- biocenoses of typical coastal detritic bottom: *Paguristes eremita*, *Ebalia edwardsi*, *E. deshayesi*, *Eurynome aspera*, *Galathea intermedia*, *Parthenope massena*, and *Anapagurus hyndmani*.
- biocenoses of muddy coastal detritic bottoms: *Ebalia tuberosa*, *Atelecyclus rotundatus*, *Ethusa mascarone* and *Liocarcinus zariquieyi*.
- Muddy sand biocenoses: *Upogebia deltaura*, *Goneplax rhomboides*.

The species *Paguristes eremita* and *Anapagurus hyndmani* are considered as being characteristic for the decapod taxo-

Relationship between taxocenoses of decapod crustaceans and characteristics of coastal detritic bottoms in the east and southeast of the Spanish coast

cenoses on detritic bottoms, accord with García-Muñoz *et al.* (2008).

Finally, this study does not include species with sizes greater, like *Dardanus* spp. and *Pagurus* spp., as these require sampling methods that cover larger sampling areas, such as trawling.

Acknowledgements

We would like to thank the Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda, for its support of the El Campeño Biodiversity Centre.

References

- ABELLÓ, P. 1986. Anàlisi de les poblacions de Crustacis Decàpodes demersals al litoral Català: Aspectes biològics del braquiur *Liocarcinus depurator*. Tesis doctoral, Universidad de Barcelona.
- BALLESTEROS, E. 1988. Composición y estructura de los fondos de maèrl de Tossa de Mar (Girona, España). *Collectanea Botanica*, 17: 161-182.
- BALLESTEROS, E. 1992. Els fons rocosos profunds amb *Osmundaria volubilis* (Linné) R. E. Norris a les Balears. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 35: 33-49.

- BALLESTEROS, E. 1994. The deep-water *Peyssonnelia* beds from the Balearic Islands (Western Mediterranean). *Marine ecology*, 15 (3-4):233-253.
- BOISSET, F. 1992. Datos sobre la distribución batimétrica de algunas *Peyssonneliaceae* (Rhodophyta) en las costas Mediterráneas españolas (Mediterráneo Occidental). *Anales Jardín Botánico de Madrid*, 50 (1):2-8.
- BORDEHORE C., RAMOS-ESPLÁ, A.A., and RÍOSMENA-RODRÍGUEZ, R. 2003. Comparative study of two maërl beds with different otter trawling history, SE Iberian Peninsula. Aquatic conservation: *Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 543-554.
- BUCHANAN, J.B. 1984. Sediment analysis. In: *Methods for the study of marine benthos*: 41-65 (N.A. Holme & A.D. McIntyre, Eds.). Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- CARBONELL, J. 1984. Crustacis de les Illes Medes. In: *Els sistemes naturals de les Illes Medes*: 505-530 (Ros, J.D., Olivella, I. & Gili, J.M., Eds.). Institut d'Estudis Catalans.
- CASTELLÓ, J. and ABELLÓ, A. 1983. Bathymetric distribution of some Reptantia Decapod in the Catalan area (Spain). *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.* 28(3): 291-294.
- CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.

Relationship between taxocenoses of decapod crustaceans and characteristics of coastal detritic bottoms in the east and southeast of the Spanish coast

- CLARKE, K.R. and WARWICK, R.M. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Resear Council, U.K.
- DE GRAVE, S. 1999. The influence of sedimentary heterogeneity on within maërl bed differences in infaunal crustacean community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49: 153–163.
- EVERETT R.A. 1994. Macroalgae in marine soft-sediment communities: effects on benthic faunal assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 175: 253-274.
- GARCÍA-CARRASCOSA, A.M. 1991. El bentos de los alrededores de las Islas Columbretes. Elementos para su cartografía bionómica. En: *Islas Columbretes: Contribución al estudio de su medio natural*. Agència de Medi Ambient, Conselleria d'Administració Pública. Generalitat Valenciana.
- GARCÍA-MUÑOZ, J.E., MANNJÓN-CABEZA, M.E. and GARCÍA-RASO, J.E. 2008. Decapod crustacean assemblages from littoral bottoms of the Alborán Sea (Spain, west Mediterranean Sea): spatial and temporal variability. *Scientia Marina* (72) 3: 437-449.
- GARCÍA-RASO, J.E. 1982. Contribución al conocimiento de los pagúridos el litoral surmediterráneo español. *Inv. Pesq.* , vol . 48 (1): 45-50.
- GARCÍA-RASO, J.E., 1987. Contribución al conocimiento de los Crustáceos Decápodos de los fondos blandos del sur de España. *Graellsia* XLIII: 153-169.

- GARCÍA-RASO, J.E., 1988. Consideraciones generales sobre la taxocenosis de crustáceos decápodos de fondos de concrecionamiento calcáreo superficial del alga *Mesophyllum lichenoides* Ellis y Sol Lemoine (Corallinaceae). *Inv. Pesq.* 52(2): 245-264.
- GARCÍA-RASO, J.E. 1990. Study of a Crustacea Decapoda Taxocenosis of *Posidonia oceanica* beds from the Southeastern of Spain. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, 11(4): 309-326.
- GARCÍA-RASO, J.E. and FERNÁNDEZ MUÑOZ, R. 1987. Estudio de una comunidad de crustáceos decápodos de fondos coralígenos del alga *Mesophyllum lichenoides* del sur de España. *Inv. Pesq.*, 51 (1): 43-55.
- GILI, J.M. and MCPHERSON, E. 1987. Crustáceos decápodos capturados en cuevas del litoral Balear. *Inv. Pesq.* 51(1): 285-291.
- GONZÁLEZ GURRIARÁN, E. 1982. Estudio de la comunidad de crustáceos decápodos (Brachyura) en la Ría de Arousa (Galicia – NW España), y su relación con el cultivo del mejillón en batea. *Bol. I.E.O.* Tomo 7(2): 223-254.
- GRALL, J. and HALL-SPENCER, J.M. 2003. Problems facing maerl conservation in Brittany. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 13: 55–64.
- GUILLÉN, J.E. 1997. Crustáceos Decápodos de los fondos infralitorales del SE ibérico: Faunística, Biología y Ecología. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.

Relationship between taxocenoses of decapod crustaceans and characteristics of coastal detritic bottoms in the east and southeast of the Spanish coast

- IGLESIAS, J. and GONZÁLEZ GURRIARÁN, E. 1984. Primeros datos sobre la megafauna bentónica de la Ría de Pontevedra: peces demersales y crustáceos decápodos (Brachyura). *Cuadernos de área de ciencias marinas, Seminario de estudios Galegos I*: 303 – 319.
- MEINESZ, A., BOUDOURESQUE, C.F., FALCONETTI, C., ASTIER, J.M., BAY, D., BLANC, J.J., BOURCIER, M., CINELLI, F., CIRIK, S., CRISTIANI, G., GERONIMO, I. DI., GIACCONE, G., HARMELIN, J.G., LAUBIER, L., LVORIC, A.Z., MOLINIER, R., SSYER, J. and VAMVAKAS, C. 1983. Normalisation des symboles représentation et la cartographie des biocénosis benthiques littorales de la Méditerranée. *Ann. Inst. océanogr.*, Paris, 59(2): 155-172.
- PÉRÈS, J.M. and PICARD, J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*. Fasc. 47(31): 5-137.
- PÉREZ YUSTE, C. 1984. Crustáceos Decápodos de las Islas Columbretes: Inventario Faunístico y Notas Ecológicas. In: *Islas Columbretes. Contribución al estudio de su medio natural*. Conselleria d'Administració Pública, Agència del Medi Ambient: 453-472.
- SÁNCHEZ JEREZ, P. 1994. Degradación de las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile por la pesca de arrastre el El Campello (SE ibérico): influencia sobre la estructura de la comunidad animal asociada. Tesis de Licenciatura, Univ. de Alicante.

- SARDÀ, F. and PALOMERA, I. 1981. Crustáceos Decápodos capturados durante la campaña “Mediterráneo II” (Marzo, 1977) en el mar Catalán. Resultados Exped. Cient. *Inv. Pesq.* (Supl.) 9: 143-150.
- SCIBERRAS, M., RIZZO, M., MIFSUD, J.R., CAMILLERI, K., BORG, J.A., LANFRANCO, E. AND SCHEMBRI, P.J. 2009. Habitat structure and biological characteristics of a maërl bed off the northeastern coast of the Maltese Islands (central Mediterranean). *Mar Biodiv* (2009) 39:251–264.
- SILVESTRE, J. 1990. Crustáceos Decápodos del Antepuerto de Valencia. Faunística y Ecología. Tesis de Licenciatura. Univ. de Valencia.
- TUNESI, L. 1986. Crostacei decapodi dei fondi strascicabili antistanti chiavari (Riviera Ligure di Levante). *Estratto dagli annali del museo civico de storia naturale di Genova*. Vol. LXXXVI-4 Giugno.
- VADON, C. 1981. Les Brachyoures des herbiers de Posidonies dans la région de Villefranche-sur-mer: biologie, écologie et variations quantitatives des populations. Thesis Doc. Univ. Pierre et Marie Curie, Paris.
- WILSON, S., BLAKE, C., BERGES, J.A., MAGGS, C.A. 2004. Environmental tolerances of free-living coralline algae (maërl): implications for European marine conservation. *Biological Conservation* 120 (2004) 283–293.

Relationship between taxocenoses of decapod crustaceans and characteristics of coastal detritic bottoms in the east and southeast of the Spanish coast

Notas

1. Instituto de Ecología Litoral. C/ Jacinto Benavente, 21. El Campello. 03560. Alicante, España. (j.guillen@ecologialitoral.com)

**A. JURADO-RUZAFÁ, M.N. CARRASCO
HENAREJOS, V. DUQUE NOGAL,
A. SANCHO RAFEL, E. HERNÁNDEZ
RODRÍGUEZ, P.J. PASCUAL ALAYÓN Y
M.T. GARCÍA SANTAMARÍA**

**Preliminary data on horse mackerel
(*Trachurus* spp) landings from
Mauritanian waters**

Índice

Portada	
Créditos	
Abstract	9
Résumé	10
Introduction	11
Material and methods	14
Fishing area	14
Control of landings and collection of samples	14
Biological data	16
Results	17
Discussion	22
References	24
Notas	30

Preliminary data on horse mackerel (*Trachurus* spp) landings from Mauritanian waters

A. JURADO-RUZAFÁ (1), M.N. CARRASCO HENAREJOS (1), V. DUQUE NOGAL (1), A. SANCHO RAFEL (1), E. HERNÁNDEZ RODRÍGUEZ (1), P.J. PASCUAL ALAYÓN (1) Y M.T. GARCÍA SANTAMARÍA (1)

Abstract

European fishery off Mauritania (one of the most productive and most intensively exploited regions in the world) targeted to small pelagic fish accounts for 30% of the total catches in the area. The Instituto Español de Oceanografía (IEO), through its Centro Oceanográfico de Canarias, follows up the activity of these vessels that land at Spanish port (Las Palmas de Gran Canaria, Spain), under the European Project Data Collection (Regulation (EC) 1543/2000). One of the target groups in this fishery is *Trachurus* spp, commercially named “JAX”.

During 2008 and 2009, several samples of this group from these landings were analysed, and *Caranx rhonchus* was the second species of importance. The mixture of these species in the landings of this UE fleet should be determined to improve the data provided to the international Working Groups responsible for assessment of those resources.

Key words: *Trachurus* spp, *Caranx rhonchus*, small pelagic fishes, Mauritania, mixed fisheries.

Résumé

La pêche européenne au long de côte de la Mauritanie (l'une des régions les plus productives et les plus intensément exploitées du monde) dirigée aux petits poissons pélagiques forme le 30% des captures totales dans la région. L'Institut Espagnol d'Océanographie (IEO), par son Centro Oceanográfico de Canarias, suit l'activité de ces navires qui déchargent dans port espagnol (Las Palmas de Gran Canaria, Espagne), sous le projet européen de collecte de données (règlement (EC) 1543 / 2000).

L'un des groupes objectif de cette pêche est *Trachurus* spp, commercialement appelé «JAX». En 2008 et 2009, on a analysé plusieurs échantillons de ce groupe à partir de ces débarquements, et *Caranx rhonchus* était la deuxième espèce

Preliminary data on horse mackerel (*Trachurus* spp) landings from Mauritanian waters

en importance. Le mélange de cette espèce dans les débarquements de cette flotte de l'UE devrait être déterminée, pour améliorer les données offertes aux groupes de travail internationaux, responsables de l'évaluation de ces ressources.

Mots-clés: *Trachurus* spp, *Caranx rhonchus*, petits poissons pélagiques, Mauritanie, pêcheries mixtes.

Introduction

The Northwest African shelf is considered as one of the most productive and most intensively fished areas in the world (Zeeberg et al., 2006; Fréon et al., 2008; Arkhipov, 2009; Fischer et al., 2009; Lidvanov et al., 2010; Meiners et al., 2010). The special environment conditions support important fish resources (among which the small pelagic are the most abundant), and the fishery sector plays an important role in the economies of the different countries of the region.

Small pelagic resources are exploited not only by artisanal fishing (canoes, open boats powered by outboard engines with less than 100 hp or sailing boats (Campredon and Cuq, 2001)), but also by great pelagic trawlers (almost exclusively foreign) (FAO, 2008). Despite their relatively low commercial value, the small pelagic fish are dominating the catches

and are important to both the industrial and artisanal sectors (Samb, 2002).

European fisheries off Mauritania are possible through international access agreements and private arrangements, which enable foreign trawlers to exploit the potential of this highly productive upwelling system (ter Hofstede and Dickey-Collas, 2006). Dutch and Irish boats are amongst the largest fishing vessels in the world; in the Mauritanian Exclusive Economic Zone, they operate within miles of each other and are often accompanied by dozens of Russian, Lithuanian, and Icelandic trawlers (Zeeberg et al., 2006).

Although the Spanish fleet does not operate this fishery, it is considered to be of great interest in the UE for monitoring and sampling because it is a European Community fleet with a high catch volume (30% of the total in the area). Since 2003, the Instituto Español de Oceanografía (IEO), through its Centro Oceanográfico de Canarias (COC, in Tenerife, Canary Islands), follows up the activity of the vessels that land at Spanish port (Las Palmas de Gran Canaria, Spain), under the European Project Data Collection (Regulation (EC) 1543/2000).

The European pelagic fleet fishing in Mauritania targets mainly five species: sardine (*Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792)),

Preliminary data on horse mackerel (*Trachurus* spp) landings from Mauritanian waters

round sardinella (*Sardinella aurita* Valenciennes, 1847), flat sardinella (*Sardinella maderensis* (Lowe, 1838)), mackerel (*Scomber colias* Gmelin, 1789) and horse mackerels (*Trachurus* spp). Some of these vessels land the most catches in the Puerto de la Luz (Las Palmas de Gran Canaria, Spain). These pelagic freezer-trawlers consisted of 5 vessels in 2008 and 7 in 2009, from The Netherlands, France, England and Ireland, having engine powers ranging from 3,000 and 8,000 hp and equipped to sort and process fish into deep-frozen packages (García Santamaría et al., 2010). In addition to the biological information obtained from other target species, in 2008 the COC began the study of horse mackerel (*Trachurus* spp) under the commercial codification “JAX”.

In the last decade, the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) has hosted the annual International Working Group Resources Assessment of Small Pelagic distributed in Northwest Africa, whose final aim is to determine the operational status of such management and make assessment proposals to ensure the conservation and sustainability of the fisheries involved.

These Working Groups have considered, in the monitoring of horse mackerel fisheries, that “Exploitation is geared towards three species: the Atlantic horse mackerel (*Trachurus trachu-*

rus (Linnaeus, 1758)), the Cunene horse mackerel (*Trachurus trecae* Cadenat, 1950) and the false scad (*Caranx rhonchus* Geoffroy Saint-Hilaire, 1817). The two main species in terms of the assessment are *Trachurus trachurus* and *Trachurus trecae*, while the third species is caught as bycatch. Therefore, for this species (*Caranx rhonchus*), only data on catch and abundance indices obtained during acoustic surveys will be given” (FAO, 2008).

The present study aims to highlight the noticeable presence of one species of another genus (*Caranx*) in the reported information of *Trachurus* spp landed by this UE fleet, in order to ameliorate the quality of data used in the assessments and in the establishment of their levels of exploitation.

Material and methods

Fishing area

This study considers catches and UE fleet monitored from Mauritanian waters, covering the FAO subdivisions 34.1.32 and 34.3.11 (Fig. 1).

Control of landings and collection of samples

Since January 2008 to December 2009, catch declarations at the port of Las Palmas de Gran Canaria by species and com-

Preliminary data on horse mackerel (*Trachurus* spp) landings from Mauritanian waters

mercial category, and fishing effort data were provided by the fishing inspection office (belonging to the Spanish Ministry of Agriculture, Fisheries and Food).

Samples were selected and provided frozen in boxes that are identified by an alphanumeric code: letters identify the spe-

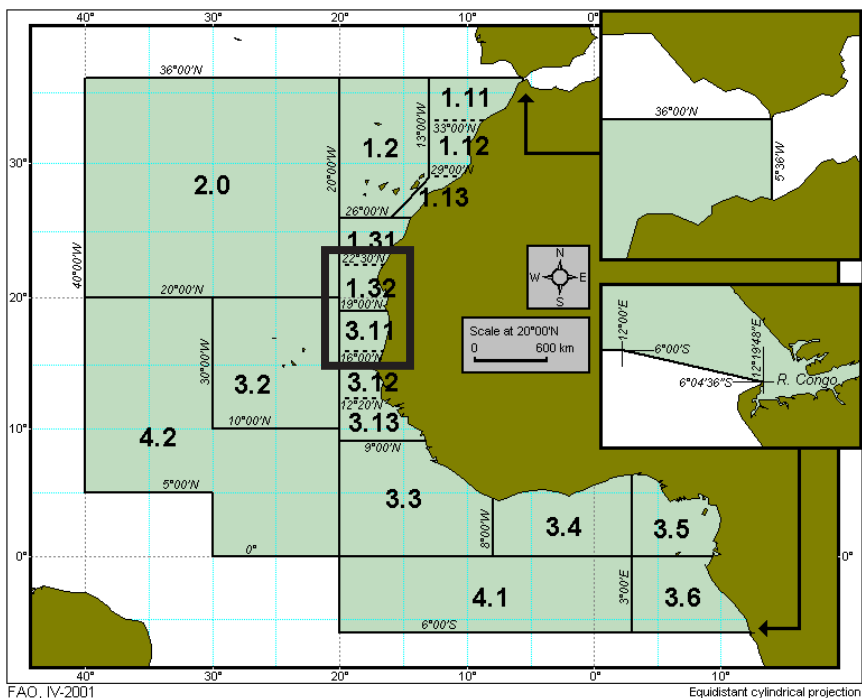


Figure 1. Major Fishing Area 34 (FAO, 1990-2011). The studied area (rectangle) covers the Mauritanian waters.

cies contained (SAA is *S. aurita*; SAE is *S. maderensis*; PIL is *S. pilchardus*; MAS is *S. japonicus*; JAX is *Trachurus* spp), and the number corresponds to the commercial categories, number of fishing trips and the code of the vessel.

Biological data

During the studied period, 5,105 specimens of “JAX” from commercial catches were analysed.

Firstly, all the fishes were sorted by species. Then, they were measured using an ichthyometer for total length (TL, precision 0.1 cm), and weighed using a precision balance for total weight (TW, precision 0.1 g). Length frequency distributions by species were analysed.

Length-Weight relationships were obtained for each species by the adjustment of an exponential curve to the data $W = a \cdot L^b$ (a and b were estimated by linear regression of logarithmically transformed length-weight data) (Ricker, 1973). To establish the nature of the allometric length-weight relationships, modified t-Student tests were calculated from the b estimates (Pauly, 1984). In addition, an analysis of covariance (ANCOVA) was applied for analysis of statistical differences between the length-weight relationships, using the software GraphPad Prism® 4.

Preliminary data on horse mackerel (*Trachurus* spp) landings from Mauritanian waters

Results

Discharges of “JAX” were about 1,500 tons in 2008 (22 fishing trips) and 2,000 tons in 2009 (29 fishing trips) (Fig. 2).

Fishing effort was higher during spring and summer in both years, with a drop in April to June. A total stop occurred in September 2008 and February 2009. The highest catches were obtained in May and in the last months of monitored years, being less important in the second period.

Proportions of identified species in analysed “JAX” samples (in order of importance: *Trachurus trecae*, *Caranx rhonchus*,

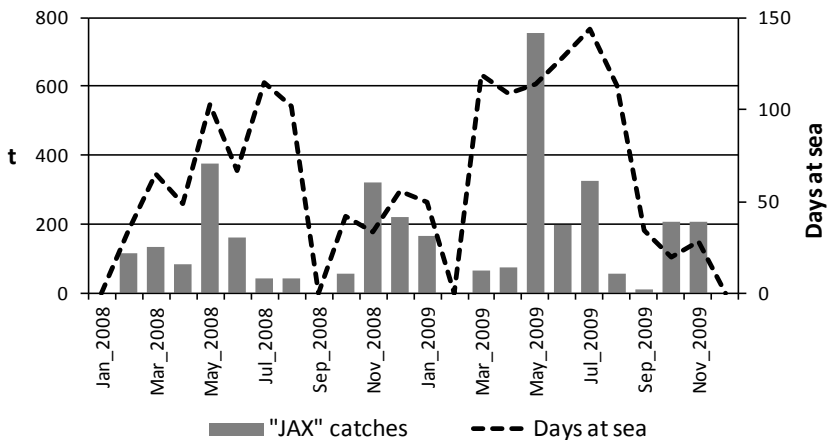


Figure 2. Monthly “JAX” landings (t) and fishing effort (days at sea) of the UE fleet monitored fishing off Mauritania, during 2008 and 2009.

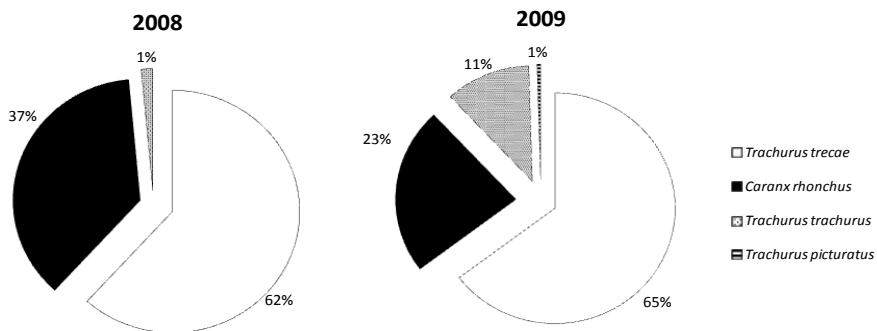


Figure 3. Percentages for species found in samples commercialised as *Trachurus* spp (or “JAX”) analysed between 2008 and 2009, from EU Fleet landings fished off Mauritania.

Trachurus trachurus and *Trachurus picturatus* (Bowdich, 1825)), are shown on Figure 3:

The most abundant species was *Trachurus trecae*, with a similar percentage in both years (>60%) and *C. rhonchus* was the second one in commercial landings analysed under “JAX” codification (37% in 2008 and 23% in 2009). *Trachurus trachurus* augmented from 1% in 2008 to 11% in 2009. Finally, some specimens of *Trachurus picturatus* were found in the analysed samples corresponding to 2009.

The length range analysed, length means and dominant length classes were very different for each species (Table I).

Preliminary data on horse mackerel (*Trachurus* spp) landings from Mauritanian waters

	N	Length range (cm)	Length mean (cm)	Dominant length class (cm)
<i>T. trecae</i>	3,336	17.6-49.5	27.1	22 and 27
<i>C. rhonchus</i>	1,242	21.0-45.4	29.4	28
<i>T. trachurus</i>	509	19.7-30.6	23.2	22
<i>T. picturatus</i>	18	20.2-28.7	23.5	23

Table I. Summary of length sampling data obtained during 2008 and 2009 for “JAX” samples.

Except for *T. picturatus* (owing to the few specimens found in landings), length frequency distributions are presented in Fig. 4. The most remarkable is that *T. trecae* showed a bimodal distribution.

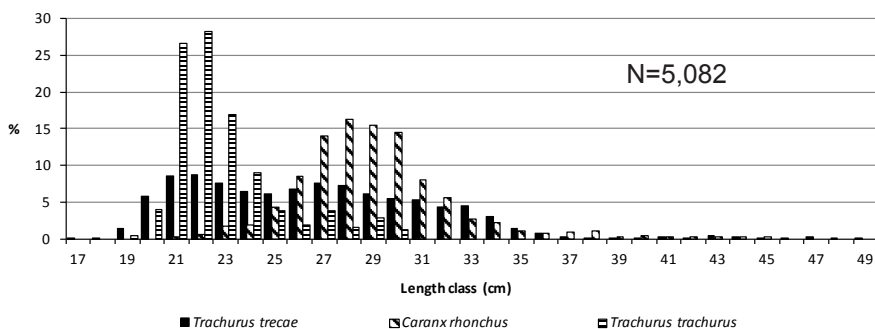


Figure 4. Length frequency distributions for the four species, from length sampling data of “JAX” samples analysed between 2008 and 2009.

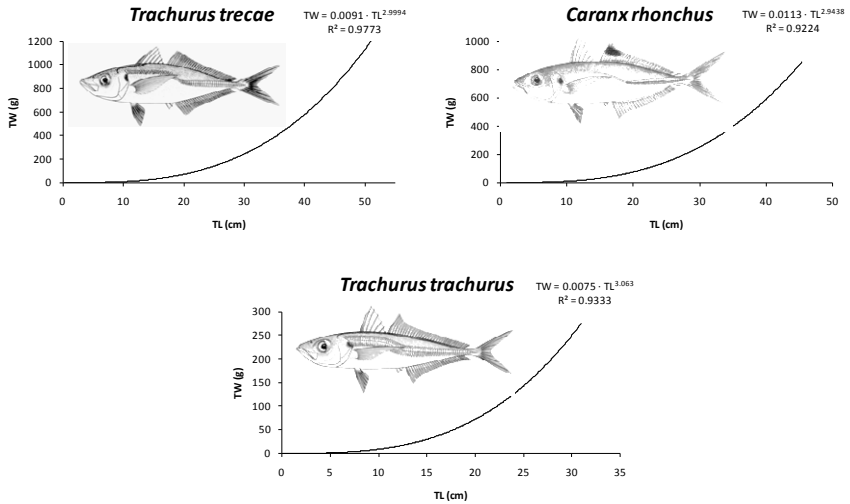


Figure 5. Length-Weight relationships estimated for *Trachurus trecae*, *Caranx rhonchus* and *Trachurus trachurus*. TW = Total Weight; TL = Total Length. (Illustrations from Fischer *et al.*, 1981).

Length-Weight relationships are shown in Figure 5. Because the number of samples of *T. picturatus* is insufficient ($n=18$), its parameters were not estimated.

Summary of results obtained from the t-Student tests are shown on Table II. Each species showed different kinds of allometric Length-Weight relationships.

All cross ANCOVA analyses conclude that the differences between the slopes are significant ($p<0.01$).

Preliminary data on horse mackerel (*Trachurus* spp) landings from Mauritanian waters

	\hat{t}	Conclusion
<i>T. trecae</i>	0.0758	=3: isometric growth*
<i>T. trachurus</i>	17.324	>3: positive allometry**
<i>C. rhonchus</i>	23.177	<3: negative allometry***

*not significantly different from 3 ($p < 0.4$)

**significantly different from 3 ($p < 0.05$)

***significantly different from 3 ($p < 0.025$)

Table II. Results of the t-Student test (modified by Pauly, 1984).

Graphical results of applying the percentages of each species to total catches (Fig. 2) are represented on Figure 6.

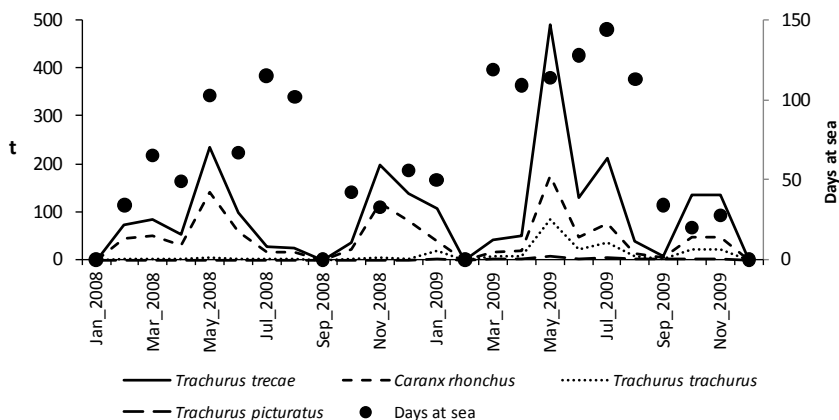


Figure 6. Total “JAX” catches by species, based on percentages estimated from length-weight samplings.

Discussion

The population parameters Length-Weight relationships showed important differences between the analysed species. Also, literature provides radical differences between their reproduction and spawning areas and seasons (Garcia, 1982; Abaunza *et al.*, 2008; Froese and Pauly, 2011), and about other ecological aspects on the biology of these species (Blackburn and Nellen, 1976; Kompowski, 1976; Lloris and Moreno, 1995). The scarce number of specimens of *T. picturatus* found in samples could be due to the low presence of this species in the studied area.

No correlation between fishing effort and “JAX” catches would be explained by the characteristics of this fleet. On one hand, these vessels target a considerable number of species, where *Trachurus* spp, although its commercial value is higher than for the other species, is the less abundant in landings (Ould *et al.*, 1999; ter Hofstede and Dickey-Collas, 2006). On the other hand, this fleet is able to quickly move their effort to a more abundant species (Maxim, 1995). Therefore, total catches (including all the species) could be increased when fishing effort rose.

The assessments of the status of these resources from Northwest African waters are focused on *T. trecae* and *T. trachurus*,

Preliminary data on horse mackerel (*Trachurus* spp) landings from Mauritanian waters

the most common species in the area (Blackburn and Nellen, 1976). Previous studies of the area had not considered this mixture and deal with *Trachurus* spp (Ould *et al.*, 1999; ter Hofstede and Dickey-Collas, 2006). Data from vessels (e.g. landing reports) are a very important source of information for evaluations and the fisheries management whom consider *Trachurus* spp as a mixture of species of the genus. *Trachurus trecae* is the most important species among the *Trachurus* spp catches, being *T. trachurus* the second one (FAO, 2008). However, during this work, an extreme presence of *Caranx rhonchus* was found in samples from these catches.

Theoretically, the three species are independently assessed (FAO, 2008) but, in fact, at least this fleet declares the three species as *Trachurus* spp catches. This is a new challenge in assessing the stocks of those fishes where many difficulties have been described by other authors (Maxim, 1995; Ould *et al.*, 1999; Samb, 2002; ter Hofstede and Dickey-Collas, 2006). Although data provided by Spanish researchers to FAO Working Groups are sorted by species, data supplied by ship owners about catches and effort are confused and insufficient.

Other fishing methods (i.e. fisheries that use Fish Aggregating Devices) have similar problems to produce independent spe-

cies assessment. But a lot of studies have used techniques to get better knowledge about mixed resources, mainly through acoustic technologies (Massé *et al.*, 1996; Scalabrin *et al.*, 1996; Lawson *et al.*, 2001; Mackinson *et al.*, 2004; Doray *et al.*, 2007; Llambrich and Alvarez, 2009). In other cases, important commercial fisheries occur in mixed shoals, and they are managed together (De Oliveira and Butterworth, 2004).

In the present case, where fisheries with multispecific landings reported by groups of species *Trachurus* spp are being considered, it is necessary to maintain a sampling program in the landings and follow up interannual fluctuations in the proportion of each species, because each one fluctuates independently. Therefore, to achieve a better assessment and management of fisheries, it would be necessary disaggregate data on landings by species.

References

- ABAUNZA, P., GORDO, L.S., SANTAMARÍA, M.T.G., IVERSEN, S.A., MURTA, A.G. and GALLO, E. 2008. Life history parameters as basis for the initial recognition of stock management units in horse mackerel (*Trachurus trachurus*). *Fisheries Research*. 89 (2): 167-180.
- ARKHIPOV, A. 2009. Seasonal and interannual variation of ichthyoplankton off Mauritania. *Journal of Ichthyology*. 49 (6): 460-468.

Preliminary data on horse mackerel (*Trachurus* spp) landings from Mauritanian waters

- BLACKBURN, M. and NELLEN, W. 1976. Distribution and ecology of pelagic fishes studied from eggs and larvae in an upwelling area off Spanish Sahara. *Fishery Bulletin*. 74 (4): 885-896.
- CAMPREDON, P. and CUQ, F. 2001. Artisanal Fishing and Coastal Conservation in West Africa. *Journal of Coastal Conservation*. 7 (1): 91-100.
- DE OLIVEIRA, J.A.A. and BUTTERWORTH, D.S. 2004. Developing and refining a joint management procedure for the multispecies South African pelagic fishery. *ICES Journal of Marine Science*. 61 (8): 1432-1442.
- DORAY, M., JOSSE, E., GERVAIN, P., REYNAL, L. and CHANTREL, J. 2007. Joint use of echosounding, fishing and video techniques to assess the structure of fish aggregations around moored Fish Aggregating Devices in Martinique (Lesser Antilles). *Aquatic Living Resources*. 20 (4): 357-366.
- FAO. 1990-2011. *FAO Major Fishing Areas fact sheets. Atlantic, Eastern Central (Major Fishing Area 34)*. *CWP Data Collection* [Online]. Rome. Available: <http://www.fao.org/fishery/area/search/en> [Accessed 2011].
- FAO. 2008. Report of the FAO Working Group on the Assessment of Small Pelagic Fish off Northwest Africa. Saly, Senegal, 6–15 May 2008. *FAO Fisheries and Aquaculture Report*. Rome.
- FISCHER, G., REUTER, C., KARAKAS, G., NOWALD, N. and WEFER, G. 2009. Offshore advection of particles within the Cape

A. Jurado-Ruzafa, M.N. Carrasco Henarejos, V. Duque Nogal, A. Sancho Rafel, E. Hernández Rodríguez, P.J. Pascual Alayón y M.T. García Santamaría

Blanc filament, Mauritania: Results from observational and modeling studies. *Progress In Oceanography*. 83 (1-4): 322-330.

FISCHER, W., BIANCHI, G. and SCOTT, W.B. (eds.). 1981. *FAO species identification sheets for fishery purposes Eastern Central Atlantic; Fishery Areas 34, 47 (in part)*. Dep. of Fisheries and Oceans, Canada, by arrangement with the Food and Agriculture Organization of the United Nations. Ottawa, Canada.

FRÉON, P., BARANGE, M. and ARÍSTEGUI, J. 2008. Eastern boundary upwelling ecosystems: integrative and comparative approaches. Abstracts Book. Las Palmas de Gran Canaria.

FROESE, R. and PAULY, D. 2011. *FishBase. World Wide Web electronic publication* [Online]. Available: www.fishbase.org, version 01/2010 [Accessed 2011].

GARCIA, S. (ed.) 1982. Distribution, migration and spawning of the main fish resources in the Northern CECAF Area. FAO. CECAF/ECAF Series. Rome.

GARCÍA SANTAMARÍA, M.T., SANCHO RAFEL, A., JURADO-RUZAF A., DUQUE NOGAL, V., CARRASCO HENAREJOS, M.N., ROMERO ROMERO, Z., FERNÁNDEZ PERALTA, L., GARCÍA ISARCH, E., PASCUAL ALAYÓN, P.J., PUERTO GONZÁLEZ, M.A., HERNÁNDEZ RODRÍGUEZ, E., REY SANZ, J. and SALMERÓN JIMÉNEZ, F. 2010. *Scientific-Technical Report National Basic Data Collection Programme. Committee for Eastern Central Atlantic Fisheries*. Centro Oceanográfico de Canarias-IEO. Madrid: 64 pp.

Preliminary data on horse mackerel (*Trachurus* spp) landings from Mauritanian waters

- KOMPOWSKI, A. 1976. A study on the food and feeding habits of *Trachurus trachurus*, *Trachurus trecae*, *Trachurus picturatus* and *Caranx rhonchus* in the region of Cape Blanc. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. 6 (1): 35-57.
- LAWSON, G.L., BARANGE, M. and FRÉON, P. 2001. Species identification of pelagic fish schools on the South African continental shelf using acoustic descriptors and ancillary information. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*. 58 (1): 275-287.
- LIDVANOV, V.V., ZHIGALOVA, N.N. and KUDERSKIY, S.K. 2010. Vertical distribution of mesozooplankton in the interaction zone of the Canary and the Northern Branch of the Intertrades currents. *Oceanology*. 50 (3): 356-364.
- LLAMBRICH, E. and ALVAREZ, L. 2009. Discriminación de especies mediante ecosonda científica EK60. *A Fondo: Todo sobre la tecnología aplicada al sector naval*. SIMRAD.
- LLORIS, D. and MORENO, T. 1995. Distribution model and association in three pelagic congeneric species (*Trachurus* spp.) present in the Iberic Mediterranean Sea. *Scientia Marina*. 59 (3-4): 399-403.
- MACKINSON, S., FREEMAN, S., FLATT, R. and MEADOWS, B. 2004. Improved acoustic surveys that save time and money: integrating fisheries and ground-discrimination acoustic technologies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 305 (2): 129-140.
- MASSÉ, J., KOUTSIKOPOULOS, C. and PATTY, W. 1996. The structure and spatial distribution of pelagic fish schools in multispecies

clusters: An acoustic study. *ICES Journal of Marine Science*. 53 (2): 155-160.

MAXIM, C. 1995. Horse mackerel and false scad stock assessment and catch projections, CECAF Divisions 34.1.3 and 34.3.1. *Scientia Marina*. 59 (3-4): 611-627.

MEINERS, C., FERNÁNDEZ, L., SALMERÓN, F. and RAMOS, A. 2010. Climate variability and fisheries of black hakes (*Merluccius polli* and *Merluccius senegalensis*) in NW Africa: A first approach. *Journal of Marine Systems*. 80 (3-4): 243-247.

OULD, S., SHAW, R.F. and GEAGHAN, P.J. 1999. On the dynamics of the Mauritanian small-pelagic fishery, North-West Africa. *South African Journal of Marine Sciences*. 21: 135-144.

PAULY, D. 1984. *Fish Population Dynamics in Tropical Waters: A Manual for Use with Programable Calculators*. Manila, Philippines.

RICKER, W.E. 1973. Linear regressions in fishery research. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 30: 409-434.

SAMB, B. 2002. Case Study of Small Pelagic fish resources in North-west Africa. *Norway-FAO Expert Consultation on the Management of Shared Fish Stocks*. Bergen, Norway: FAO.

SCALABRIN, C., DINER, N., WEILL, A., HILLION, A. and MOUCHOT, M.-C. 1996. Narrowband acoustic identification of monospecific fish shoals. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*. 53 (2): 181-188.

Preliminary data on horse mackerel (*Trachurus* spp) landings from Mauritanian waters

TER HOFSTEDE, R. and DICKEY-COLLAS, M. 2006. An investigation of seasonal and annual catches and discards of the Dutch pelagic freezer-trawlers in Mauritania, Northwest Africa. *Fisheries Research*. 77 (2): 184-191.

ZEEBERG, J., CORTEN, A. and DE GRAAF, E. 2006. Bycatch and release of pelagic megafauna in industrial trawler fisheries off Northwest Africa. *Fisheries Research*. 78 (2-3): 186-195.

A. Jurado-Ruzafa, M.N. Carrasco Henarejos, V. Duque Nogal,
A. Sancho Rafel, E. Hernández Rodríguez, P.J. Pascual Alayón y
M.T. García Santamaría

Notas

1. Centro Oceanográfico de Canarias del Instituto Español de Oceanografía. C/General Gutiérrez, nº4. 38003, Santa Cruz de Tenerife (Spain).

Tlf: 922.54.94.00

FAX: 922.54.95.54

Corresponding author: A. Jurado-Ruzafa. E-mail: alba.jurado@ca.ieo.es

**M.J. OROZCO, J.L. SÁNCHEZ-LIZASO Y
A.M. FERNÁNDEZ**

**Capturas del dentón (*Dentex dentex*) en
dos puertos del Mediterráneo ibérico**

Índice

Portada

Créditos

Abstract 9

Introducción 10

Material y métodos 12

Resultados 13

Discusión 19

Agradecimientos 23

Referencias 23

Notas 26

Capturas del dentón (*Dentex dentex*) en dos puertos del Mediterráneo ibérico

M.J. OROZCO (1), J.L. SÁNCHEZ-LIZASO (1) Y
A.M. FERNÁNDEZ (2)

Abstract

El dentón, *Dentex dentex*, constituye una especie objetivo para los pescadores mediterráneos que es capturada tanto por flota artesanal como de arrastre. Este trabajo evalúa las tendencias de las capturas de dentón en dos puertos mediterráneos, Santa Pola y Denia, a partir de los datos de desembarques de la flota pesquera. Los valores de captura anual del dentón presentan una tendencia creciente durante el periodo estudiado en cada puerto: 1995-2009 en Santa Pola y 2002-2009 en Denia. Este hecho podría tener su causa en un incremento de individuos debido a la exportación de biomasa desde las Reservas Marinas adyacentes, o por el efecto de

meridianización, consecuencia directa del calentamiento del Mar Mediterráneo o a un efecto combinado de ambos factores.

Keywords

Pesca artesanal; desembarques; Estacionalidad; Dentón; *Dentex dentex*, pesquerías.

Introducción

El dentón, *Dentex dentex* (Linnaeus, 1758), es una especie perteneciente a la familia de los espáridos que habita en la zona demersal-litoral (0-200 metros de profundidad). Su hábitat preferente son los fondos duros infra y circalitorales (coralígeno y roca), mientras que en aguas someras (0-30 metros) suele frecuentar las praderas de *Posidonia oceanica*, particularmente en las zonas lindantes con rocas y fondos sueltos (Ramos y Bayle, 1991).

Su distribución geográfica es relativamente amplia. Se trata de una especie atlántico-mediterránea de afinidades cálidas, que puede encontrarse en el Atlántico desde las Islas Británicas hasta Cabo Blanco (Mauritania). En el Mediterráneo se distribuye de manera heterogénea, siendo más o menos frecuente en la zona meridional y central, mientras que al norte

Capturas del dentón (*Dentex dentex*) en dos puertos del Mediterráneo ibérico

del paralelo 40° N se considera una especie ocasional (Bauchoy y Hureau, 1986).

Se trata de una especie depredadora que presenta un alto valor económico debido a su preciada carne, por lo que constituye una de las especies objetivo de la pesca artesanal en toda la zona del levante. Esta especie está catalogada, basándose en su ciclo vital y las características poblacionales, de elevada a muy elevada vulnerabilidad a la pesca (Cheung, 2005).

El dentón ha sido durante mucho tiempo una especie prácticamente desconocida para muchos, por lo que las referencias bibliográficas y las estadísticas oficiales de captura son casi inexistentes hasta mediados de la década de los 90. Este grado de desconocimiento sobre la especie, así como las escasas capturas en el sector pesquero, llevó a que se plantease la posibilidad de proteger esta especie. Pero, gracias a los trabajos de distintos grupos de investigación, se llegó a la conclusión de que el dentón no se trataba de una especie amenazada por la sobrepesca, sino que los cambios en la demografía habría que buscarlos en causas naturales (Ramos y Bayle, 1991). Por este motivo se establecieron toda una serie de proposiciones de gestión orientadas principalmente a favorecer el reclutamiento. La creación de áreas

marinas protegidas, así como la protección y conservación de las praderas de *Posidonia oceanica*, constituyen uno de los puntos clave en esta sistema de gestión.

El objetivo principal de este estudio consiste en evaluar la tendencia temporal de las capturas de dentón en dos puertos mediterráneos, Santa Pola y Denia, a partir de los datos de captura de la flota pesquera cedidos por el Instituto Español de Oceanografía y la Cofradía de Pescadores de Denia, respectivamente.

Material y métodos

Los datos empleados para la descripción de la pesquería del dentón en Santa Pola proceden de las hojas de venta diarias de las embarcaciones artesanales y de arrastre en el período 1995-2009, recopiladas por la Red de Información y Muestreo (RIM) del Instituto Español de Oceanografía (IEO). En estas hojas se registra el peso de las diferentes especies y categorías vendidas por cada embarcación; sin embargo no se especifica el arte de pesca empleado (Fernández, 2009). Los datos de captura del dentón en Denia proceden de la Cofradía de Pescadores de ese puerto, y derivan de una base de datos donde se recogen los kilogramos capturados mensualmente durante el periodo 2002-2009. Con toda esta

Capturas del dentón (*Dentex dentex*) en dos puertos del Mediterráneo ibérico

información se generó una base de datos a partir de la cual se seleccionaron las capturas referentes al dentón, aunque cabe especificar que una fracción no determinada de las capturas se desembarca en categoría de mezcla multiespecífica y no ha sido considerada en este estudio.

Se generó una matriz para calcular los totales mensuales y anuales de capturas. Para comprobar si las tendencias eran similares en ambos puertos, los desembarques anuales se sometieron a una regresión lineal en aquel periodo de la serie de datos común a ambos puertos.

En el tratamiento de los datos mensuales se empleó el análisis de la varianza (ANOVA) (Underwood, 1997) para comprobar si el factor mes (estacionalidad) presentaba diferencias significativas. Aquellos resultados del análisis de la varianza que resultaron significativos se sometieron posteriormente al test de Student-Newman-Keuls (SNK) (Underwood, 1981) para determinar la relación entre los diferentes niveles de los factores.

Resultados

Las capturas del dentón por la pesca de arrastre de la localidad de Santa Pola muestran una clara tendencia creciente con el paso del tiempo (figura 1). Las capturas entre 1995 y

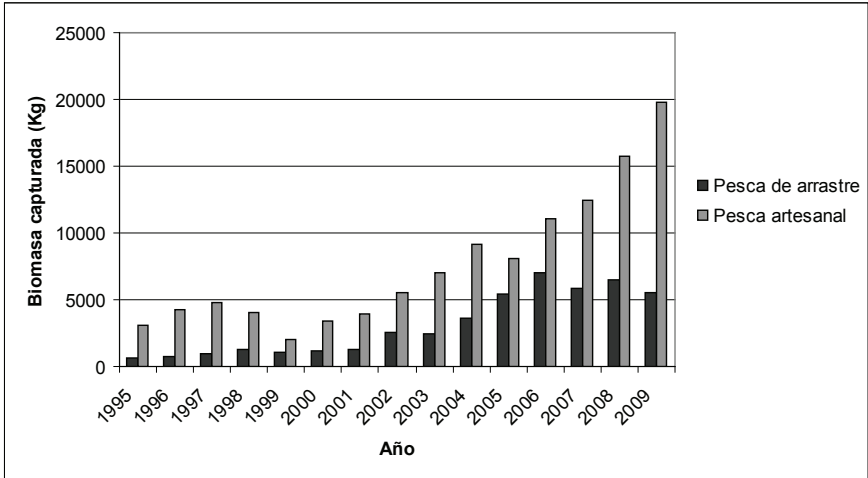


Figura 1. Evolución de las capturas de *Dentex dentex* en la pesca artesanal y de arrastre en la localidad de Santa Pola a lo largo del periodo 1995-2009.

2001 presentan una estabilidad o una ligera tendencia al aumento pero es entre el 2001 y el 2006 cuando se observa un aumento importante pasando las capturas anuales de 1288,9 Kg en 2001 a casi 7000 kg en el 2006. A partir del 2006 se observa que las capturas se mantienen entre los 5500 y los 6500 kg aproximadamente.

La pesca artesanal de Santa Pola presenta mayores capturas que el arrastre durante todo el periodo estudiado y muestra, igual que el arrastre, un periodo de cierta estabilidad de

Capturas del dentón (*Dentex dentex*) en dos puertos del Mediterráneo ibérico

las capturas entre 1995 y 2001, y un claro aumento a partir del 2002, llegando a 19800 kg en 2009 (figura 1).

Los datos de capturas de dentón por la pesca artesanal en Denia muestran la misma tendencia con un aumento entre el 2003 y el 2009. En este periodo, las capturas prácticamente se duplican (2760 kg en 2003 y 5000 kg en el 2009) (figura 2).

La comparación de la tendencia de las capturas entre Santa Pola y Denia muestra que el aumento en las capturas de dentón es más acusado en el puerto de Santa Pola que en Denia. Aunque en ambos casos las regresiones son significativas, la

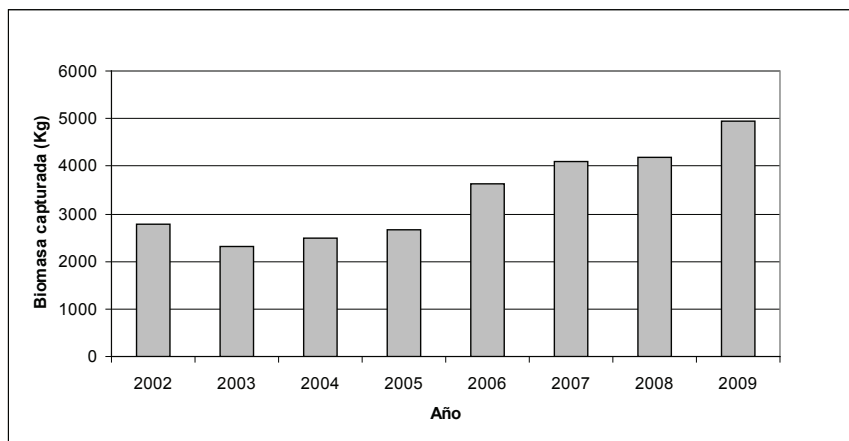


Figura 2. Evolución en las capturas de *D. dentex* en la pesca artesanal de la localidad de Denia durante el periodo 2002-2009.

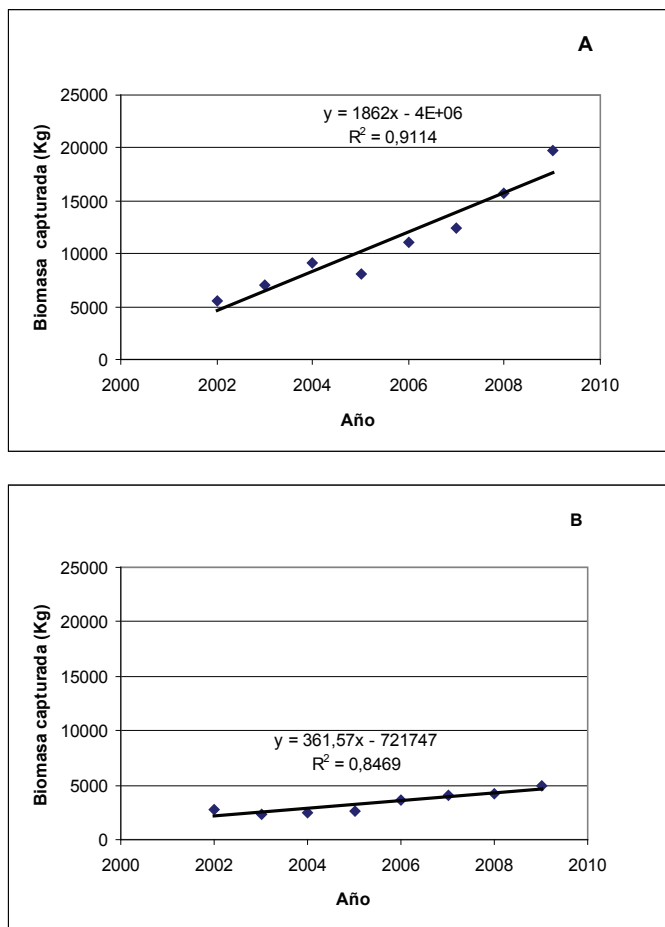


Figura 3. Evolución de las capturas en la pesca artesanal de Santa Pola (A) y Denia (B) durante el periodo 2002-2009. Se muestra la línea de tendencia, la ecuación de la recta y el coeficiente de correlación (R^2).

Capturas del dentón (*Dentex dentex*) en dos puertos del Mediterráneo ibérico

pendiente en Santa Pola es, aproximadamente, unas 5 veces mayor que la observada en Denia (figura 3), lo que indica que el aumento de las capturas durante el periodo analizado es más rápido y de mayor magnitud en la pesca artesanal de Santa Pola.

Los resultados del ANOVA muestran la existencia de estacionalidad en las capturas de dentón en ambos puertos (tabla 1). En el puerto de Santa Pola el mes de Abril es el mes de mayor captura de dentón, seguido muy de cerca por el mes de Mayo (figura 4). También se aprecia que en los últimos meses del año (fundamentalmente, Octubre y Noviembre) hay una captura relevante de esta especie. Este patrón de estacionalidad se observa de manera conjunta en ambos tipos de pesca, artesanal y arrastre, mostrando esta última unos valores menores de biomasa capturada. La estacionalidad en las capturas de dentón de Denia sigue el mismo patrón con mayores

	Artesanal Santa Pola			Artesanal Denia			Arrastre Santa Pola		
	MC	F	p	MC	F	p	MC	F	p
Mes	661519,566	2,453	0,007**	440018,907	14,243	0***	228558,753	2,717	0,003**
Residual	269704,713			30892,675			84122,902		

Tabla 1. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) con un único factor (Mes) para tres variables distintas. MC = Media cuadrática, F = F ratio, p = nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001).

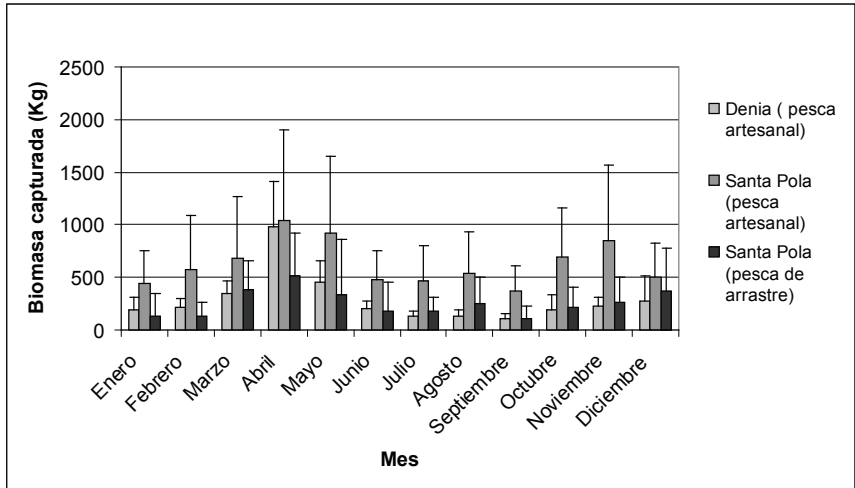


Figura 4. Estacionalidad en las capturas de *D. dentex* en la pesca artesanal de Denia y en la pesca de arrastre y artesanal de Santa Pola.

capturas en el mes de Abril seguido del mes de mayo (figura 4). Durante la época de verano se observa una clara caída en las capturas, que gradualmente aumentan en los meses de otoño y principios de invierno. Los resultados del SNK (tabla 2) indican que para la pesca artesanal de Santa Pola muestra que no hay diferencias notables entre los meses, únicamente se observa que el mes de Marzo es distinto a Septiembre, mes de menor captura a lo largo del año. En cambio, en la

Capturas del dentón (*Dentex dentex*) en dos puertos del Mediterráneo ibérico

	Artisanal Santa Pola	Artisanal Denia	Arrastre Santa Pola
Enero	Ab	a	a
Febrero	Ab	ab	a
Marzo	Ab	ab	ab
Abril	B	c	b
Mayo	Ab	b	ab
Junio	Ab	ab	a
Julio	Ab	a	a
Agosto	Ab	a	ab
Septiembre	A	a	a
Octubre	Ab	ab	ab
Noviembre	Ab	ab	ab
Diciembre	Ab	ab	ab

Tabla 2. Resultados del análisis post-hoc SNK, donde $a < b < c$.

pesca artesanal de Denia sí que aparece una marcada estacionalidad con mayores capturas en el mes de Abril lo mismo que en la pesca de arrastre de Santa Pola.

Discusión

Las capturas anuales de dentón aumentan en ambos puertos y tipos de flota analizados a partir del 2001. La gran diferencia de valores en las capturas de Denia y Santa Pola es debida al tamaño de la flota artesanal de cada localidad. Santa Pola representa uno de los principales puertos pesqueros del Mediterráneo, con una flota artesanal de 35 embarcaciones, mientras que la flota artesanal de Denia está compuesta úni-

camente por 13 barcos. Por otra parte, aunque las capturas de dentón por la flota de arrastre no puedan considerarse despreciables, se observa claramente que ésta es una especie objetivo de la pesca artesanal, con unas capturas mucho más importantes.

D. dentex se considera una especie de afinidad subtropical por lo que su aumento a lo largo del periodo analizado podría estar relacionado con el ascenso de la temperatura media en el mar Mediterráneo. El incremento de temperatura del agua durante la segunda mitad del siglo XX y principios del XXI parece haber influido sobre la composición de las poblaciones de peces. Son numerosos los estudios que demuestran que cada vez son más las especies de afinidades cálidas que colonizan el mar Mediterráneo procedentes del Mar Rojo o del Atlántico tropical y subtropical (Ben Rais Lasram, 2009). También se ha observado que las poblaciones de algunos peces autóctonos del Mediterráneo occidental han mostrado cambios en su dinámica poblacional de modo que algunas especies termófilas han registrado cambios en su abundancia, así como un incremento en su distribución hacia el norte, mientras que otras especies de afinidades boreales se han hecho más escasas (Massutí *et al.*, 2010).

Capturas del dentón (*Dentex dentex*) en dos puertos del Mediterráneo ibérico

Por otra parte, aunque la especie puede encontrarse en expansión por factores climáticos en el Mediterráneo, se observan diferencias en las tendencias entre localidades lo que puede indicar que existen factores locales que pueden afectar a esta expansión.

En este sentido, la existencia de Reservas Marinas (la Reserva Marina de Tabarca, cerca de Santa Pola y la Reserva Marina del Cabo de San Antonio en Denia) podría influir en las tendencias observadas ya que ambas han sido creadas con la finalidad de favorecer la recuperación de las especies de interés pesquero, si bien con características muy diferentes entre ellas. Mientras la reserva de San Antonio es muy pequeña (110 Ha), y no presenta un claro efecto de recuperación de las poblaciones explotadas en su interior (Forcada, 2005). La reserva de Tabarca es de mayor tamaño y no sólo tiene mayor biomasa de especies objetivo en su interior, sino que se ha demostrado que exporta biomasa hacia zonas adyacentes de diferentes especies objetivo de la pesca artesanal y, entre ellas, el dentón (Goñi *et al.*, 2008; Forcada *et al.*, 2009). Por tanto el mayor incremento de las capturas en las proximidades de Santa Pola podría explicarse, al menos en parte, por la presencia de una Reserva Marina de tamaño suficiente, que protege las praderas de Posidonia que se con-

sidera un hábitat esencial para esta especie ya que en ellas se concentran los juveniles (Morales-Nin & Moranta, 1997).

Las diferencias observadas en las capturas a lo largo del año pueden estar relacionadas con la capturabilidad, ligada de manera directa a la agregación en cardúmenes durante su comportamiento reproductivo. La época de reproducción parece ser relativamente corta y centrada en el segundo cuarto del año. Las observaciones llevadas a cabo en cautividad por Riera *et al.* (1993) confirman que el dentón freza durante Marzo y Julio, a una temperatura igual o superior a 15° C. El periodo reproductivo coincide con lo sugerido por Bauchot y Hureau (1986), desde finales de Marzo hasta Julio. Además, durante el último cuarto del año parece existir un incremento de las capturas, que podría estar ocasionado en parte por el reclutamiento de juveniles, aunque no se dispone de la estructura de tallas de los desembarques para confirmar este aspecto.

Sin embargo hay que considerar que la flota artesanal se caracteriza por la rotación de artes a lo largo del año. Este hecho podría explicar la variabilidad de capturas entre las distintas embarcaciones y épocas, ya que la probabilidad de captura del dentón es diferente para cada una de las tácticas de pesca y consecuentemente, puede provocar la estaciona-

Capturas del dentón (*Dentex dentex*) en dos puertos del Mediterráneo ibérico

lidad de las capturas que es más marcada en las capturas de la flota artesanal que en las de la pesca de arrastre.

En resumen, se observa un aumento de los desembarques de dentón tanto por la flota artesanal como por el arrastre en los dos puertos estudiados, particularmente a partir del año 2002. Este aumento es más acusado en Santa Pola que en Dénia. Este aumento podría estar relacionado con las afinidades cálidas de la especie o con la existencia de reservas marinas en ambas zonas.

Agradecimientos

A la cofradía de pescadores de Dénia y al IEO por facilitar los datos utilizados en este trabajo.

Referencias

- BAUCHOT, M.L. y HUREAU, J.C. (1986). Sparidae. En *Fishes of the North Eastern Atlantic and the Mediterranean*. P. J. P. Whitehead et al. UNESCO publ., Paris, 2: 883 - 907.
- BAYLE, J.T., RAMOS, A.A. y MAS, J. 1991. Observations on *Dentex dentex* (Linnaeus, 1758) in the Spanish Mediterranean. En: Boudouresque, C.-F., Avon, M. y Gravez, V. (Eds.). *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, GIS Posidonie Publication, France, pp: 245-253.

- BEN RAIS LASRAM, F. y MOUILLOT, D. 2009. Increasing southern invasion enhances congruence between endemic and exotic Mediterranean fish fauna. *Biol. Invasions*. 11: 697-711.
- CHEUNG, W.W.L., PITCHER, T.J. y PAULY, D. 2005. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. *Biol. Conserv.* 124: 97-111.
- FAO 2010. Global Capture Productions 1950-2008 (www.fao.org)
- FERNÁNDEZ, A.M. 2009. *La pesquería artesanal de Santa Pola (SE de la península ibérica). Identificación de tácticas de pesca y estimación de índices de abundancia*. Tesis doctoral. Universidad de Alicante e Instituto Español de Oceanografía.
- FORCADA, A. 2007. *Evaluación de las Áreas Marinas Protegidas y su efecto en las pesquerías artesanales del Mediterráneo Occidental*. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante.
- FORCADA, A., 2005. Ictiofauna en reservas marinas: influencia de la estructura del hábitat, efecto de la protección y tamaño del área protegida. Instituto Alicantino de Cultura Juan Gil-Albert. Publicaciones de la Diputación de Alicante. Alicante, Spain.
- FORCADA, A., VALLE, C., BONHOMME, P., CRIQUET, G., CADIOU, G., LENFANT, P. y SANCHEZ-LISAZO, J.L. 2009. Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 379: 197-211.
- GOÑI, R., ADLERSTEIN, S., ALVAREZ-BERASTEGUI, D., FORCADA, A., REÑONES, O., CRIQUET, G., POLTI, S., CADIOU, G.,

Capturas del dentón (*Dentex dentex*) en dos puertos del Mediterráneo ibérico

- VALLE, C., LENFANT, P., BONHOMME, P., PÉREZ-RUZAFÁ, A., SÁNCHEZ-LIZASO, J.L., GARCÍA-CHARTON, J.A., BERNARD, G., STELZENMÜLLER, V., PLANES, S. 2008. Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidences from artisanal fisheries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 366: 159-174.
- MASSUTÍ, E., VALLS, M. y ORDINES, F. Changes in the western Mediterranean ichthyofauna: signs of tropicalization and meridianaization. En *Fish Invasions of the Mediterranean Sea: Change and Renewal*. Ed. PENSOFT (2010).
- MORALES-NIN, B. y MORANTA, J. 1997. Life history and fishery of the common dentex (*Dentex dentex*) in Mallorca (Balearic Islands, western Mediterranean). *Fisheries Research*, 30: 67-76.
- RAMOS, A.A. y BAYLE, J.T. 1991. Estatuto del *Dentex dentex* (Linnaeus, 1758) en el Mediterráneo. En: Boudouresque, C.-F., Avon, M. y Gravez, V. (Eds.). *Les espèces marines à protéger en Méditerranée*, GIS Posidonie Publication, France, pp: 237-244.
- RIERA, F., PASTOR, E., GRAU, A.M., POU, S., GRAU, A. y MASSUTÍ, E. 1993. Experiencias en el cultivo de1 dentón común, *Dentex dentex* (L.). Actas IV Congreso Nac. Acuicult. pp: 143-148.
- UNDERWOOD, A.J. 1981. Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 19: 513-605.
- UNDERWOOD, A.J. 1997. Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, pp: 504.

Notas

1. Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante, Ap 99 03080 Alicante.
2. COM-Instituto Español de Oceanografía, C/ Varadero 1 Ap 22 30740 San Pedro del Pinatar.

**T. PÉREZ-TONDA, A. FORCADA Y
J.L. SÁNCHEZ-LIZASO**

**Evaluación de los efectos del anclaje
de embarcaciones sobre pradera
de *Posidonia oceanica* (L.) en dos
localidades mediterráneas**

Índice

Portada	
Créditos	
Resumen	9
Abstract	10
Introducción	11
Material y métodos	13
Resultados	16
Discusión	20
Agradecimientos	23
Referencias	24
Notas	29

Evaluación de los efectos del anclaje de embarcaciones sobre pradera de *Posidonia oceanica* (L.) en dos localidades mediterráneas

T. PÉREZ-TONDA (1), A. FORCADA (1) Y
J.L. SÁNCHEZ-LIZASO (1)

Resumen

Se evaluó el estado de la pradera de *Posidonia oceanica* en dos localidades de la provincia de Alicante, la Isla de Tabarca y Moraira, sometidas a una elevada presión por anclaje. A pesar de la heterogeneidad existente a pequeña escala espacial, se observó que, aunque no en todos los casos se observen diferencias significativas, el anclaje produce una erosión de la pradera que se manifiesta en una pérdida de densidad y cobertura así como un aumento de la mata muerta y del índice de alteración. Al comparar nuestros resultados con los datos previos en la isla de Tabarca se observa una

cierta estabilidad lo que indica que aparentemente se puede haber llegado a producir un cierto equilibrio entre la erosión de la pradera provocada por el anclaje y su capacidad de regeneración.

Palabras clave: Impacto, Anclaje, Índice de Alteración, *Posidonia oceanica*, Mediterráneo

Abstract

Posidonia oceanica seagrass meadows has been evaluated in two localities off Alicante Coast (Spain), Tabarca Island and Moraira, submitted to a high anchoring pressure. In spite of the great heterogeneity at small scale, it was observed that anchoring produced an erosion of the meadow that caused a decrease in the density and covering and an increase of the dead *Posidonia* and the alteration index. When we compare our results with previous data at Tabarca Island it is observed that the regression of the meadow has not increased during the last 13 years. This may indicate that the erosion produced by anchoring at this locality has been compensated by the natural recovering of the meadow.

Key words: Impact, Anchoring, Alteration Index, *Posidonia oceanica*, Mediterranean

Evaluación de los efectos del anclaje de embarcaciones sobre pradera de *Posidonia oceanica* (L.) en dos localidades mediterráneas

Introducción

Las praderas de fanerógamas marinas, y en particular las praderas de *Posidonia oceanica* en el Mediterráneo, constituyen ecosistemas clave que proporcionan bienes y servicios fundamentales para el funcionamiento de los ecosistemas (Constanza et al., 1997). A pesar de su importancia estos ecosistemas están amenazados por una gran variedad de actividades humanas, entre los que se pueden destacar los vertidos de aguas urbanas e industriales, la acuicultura, las obras costeras, la erosión mecánica provocada por la pesca de arrastre o el anclaje de embarcaciones (Ruiz, 2001, 2003; Delgado et al., 1997; Sánchez Lizaso et al., 2008; Martín et al., 1997; Fernández Torquemada et al., 2005; González Correa et al., 2005, 2008).

Se tiende a pensar que las actividades turísticas tienen un bajo impacto sobre el medio pero, aunque el impacto individual de un visitante sea bajo, el impacto global de la actividad depende tanto del impacto individual como del número de individuos que realizan esa actividad (Zabala, 1996). De este modo, actividades de bajo impacto unitario como el buceo, la pesca recreativa o el fondeo de embarcaciones en zonas muy frecuentadas, pueden llegar a producir profundas transformaciones en los ecosistemas, incluso en zonas protegi-

das (Zabala, 1996; Sánchez Lizaso et al., 2002; Luna et al., 2009).

El Mediterráneo es uno de los destinos turísticos más importantes a nivel mundial y soporta una elevada presión humana, particularmente en los meses estivales. Entre las actividades que se han desarrollado en paralelo a la ocupación de las zonas costeras se encuentra el sector de la náutica recreativa, que tiene una gran importancia en muchas partes del Mediterráneo. Además de los impactos asociados a la construcción de las infraestructuras necesarias para esta actividad (Fernández Torquemada et al., 2005), o a algunas de las actividades asociadas a ella como la pesca recreativa (Morales Nin et al., 2005), algunos trabajos han puesto de manifiesto el impacto que produce el anclaje de embarcaciones sobre praderas de *Posidonia oceanica* en el Mediterráneo, señalando un efecto adverso sobre la estructura de la pradera con pérdidas de densidad y cobertura (García-Charton et al., 1993; Francour, 1994; Poulain, 1996; Francour et al., 1999; Milazzo et al., 2004; Ganteanume et al., 2005; Leriche et al., 2006; Montefalcone et al., 2006). En el Mediterráneo español este impacto no ha sido apenas estudiado y solamente existen algunos datos en la reserva marina de Tabarca, donde se observó una menor densidad y cobertura así como un mayor

Evaluación de los efectos del anclaje de embarcaciones sobre pradera de *Posidonia oceanica* (L.) en dos localidades mediterráneas

índice de alteración en las zonas de fondeo autorizado (Martínez et al., 1999).

El objetivo del presente trabajo consiste en evaluar el impacto causado por el anclaje de embarcaciones sobre la pradera de *Posidonia oceanica*. Para ello se han seleccionado dos áreas del litoral de la provincia de Alicante con un uso recreativo intenso. Una de ellas es la Reserva Marina de Tabarca, de la que se dispone de datos previos provenientes de un estudio del año 1997 (Martínez et al., 1999) que permitirán observar cuál ha sido la evolución de la pradera en estos últimos 13 años. La otra, Moraira, es una zona costera no protegida con un uso recreativo intenso.

Material y métodos

Se han seleccionado dos áreas, la Reserva Marina de Tabarca y la costa de Moraira (Figura 1). En cada una de ellas se han seleccionado dos localidades sometidas a intensidad alta de anclaje y otras dos localidades donde el anclaje es menos frecuente (Moraira) o no está permitido (Tabarca). En la medida de lo posible se intentó mantener la profundidad constante en cada localidad, siendo de 5 a 6.9 m en Tabarca y de 11 a 13 m en Moraira. Sin embargo, uno de los sitios impactados en Moraira se encuentra a menor profundidad (8 m).

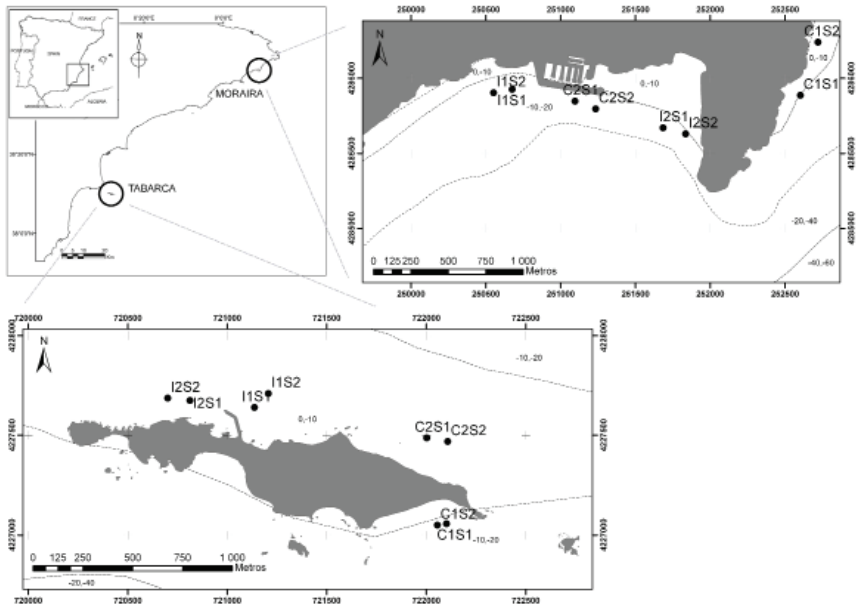


Figura 1. Localización de las áreas de estudio Tabarca y Moraira. Ubicación de los sitios de muestreo (S1: sitio 1, S2: sitio 2) en cada localidad de las zonas impactadas (I1: localidad 1, I2: localidad2) y las zonas control (C1: localidad 1, C2: localidad 2).

Estudios previos demuestran que ambas zonas son lugares con un alto número de fondeos diarios en época estival. En Moraira, en agosto del año 2007 (Tena et al., 2007) se observaron unos valores que oscilaron entre 40 y 80 barcos diarios simultáneamente lo que indica que el número real de fondeos

Evaluación de los efectos del anclaje de embarcaciones sobre pradera de *Posidonia oceanica* (L.) en dos localidades mediterráneas

fue mayor. Por otra parte, en Tabarca en el mes de agosto del año 2007 el Servicio de Vigilancia de la Reserva Marina de Tabarca, contabilizó una media de 46 embarcaciones fondeadas simultáneamente por día.

Mediante inmersión con escafandra autónoma se muestreó la densidad y la cobertura de la pradera (Sánchez Lizaso, 1993). La densidad de haces se estimó mediante un cuadrado metálico de 40x40cm al azar sobre la pradera, teniendo siempre en cuenta el criterio de Giraud (1977): para los haces en división se consideran dos haces siempre que puedan ser distinguidos a simple vista por el buceador. La cobertura se estimó mediante transectos lastrados de 25 m situados al azar, midiéndose la longitud del mismo que se encuentra sobre cada hábitat (pradera, mata muerta, arena y roca). Las longitudes del transecto sobre cada hábitat son proporcionales a la cobertura de cada comunidad: *Posidonia oceanica*, mata muerta, roca y arena. A partir de la cobertura en % de *Posidonia oceanica* y la de mata muerta se calculó el índice de alteración (IA) (Sánchez Poveda et al., 1996), mediante la fórmula: $IA = \frac{\text{Mata muerta}}{\text{Mata muerta} + \text{Posidonia}}$.

Para comprobar el efecto del anclaje sobre la pradera en cada una de las áreas de estudio, se empleó el análisis de la varianza (ANOVA) (Underwood, 1997) a las variables consideradas (densidad, cobertura de pradera, cobertura de mata

muerta e IA), siguiendo un diseño experimental compuesto de tres factores: *Control/Impacto* (dos niveles, fijo), *Localidad* (dos niveles, al azar y anidado en el factor *Control/Impacto*), *Sitio* (dos niveles, y anidado en la interacción de *Control/Impacto*×*Localidad*). Se muestrearon 4 réplicas de densidad y cobertura en cada *Sitio*.

Previo al análisis, tanto los valores de cobertura como el IA se transformaron mediante arcoseno. Se comprobó la homogeneidad de varianzas (Zar, 1984) de cada una de las variables a analizar con el test de Cochran (Cochran, 1951). Las variables que mostraron diferencias significativas en el análisis de la varianza, se sometieron posteriormente a un test de Student-Newman-Keuls (SNK) (Underwood, 1981) para determinar que niveles son los responsables de las diferencias significativas observadas.

Resultados

En Tabarca se observa una mayor cobertura de pradera en las localidades control frente a las impactadas (Figura 2). Pese a ello, las diferencias no son significativas (Tabla 1). Del mismo modo, los controles muestran una densidad superior a los impactos (Figura 3), pero tampoco presentan diferencias significativas (Tabla 1). Sin embargo, la cobertura de mata muerta (Figura 4), es significativamente superior en las locali-

Evaluación de los efectos del anclaje de embarcaciones sobre pradera de *Posidonia oceanica* (L.) en dos localidades mediterráneas

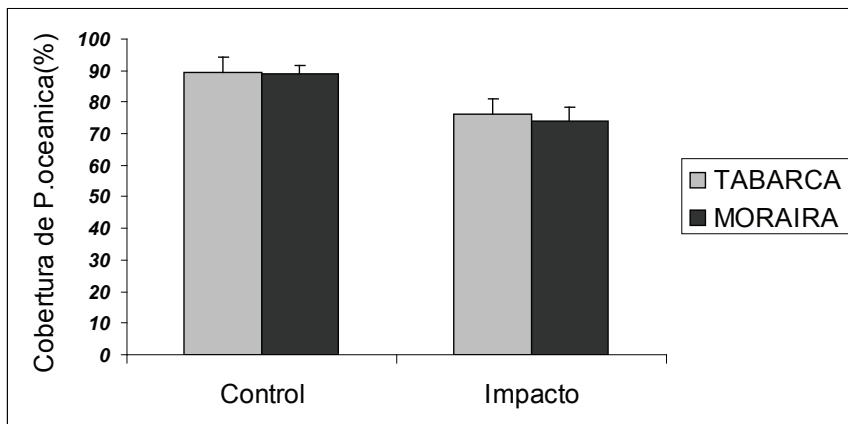


Figura 2. Cobertura de pradera de *Posidonia oceanica* (%) en Tabarca y Moraira.

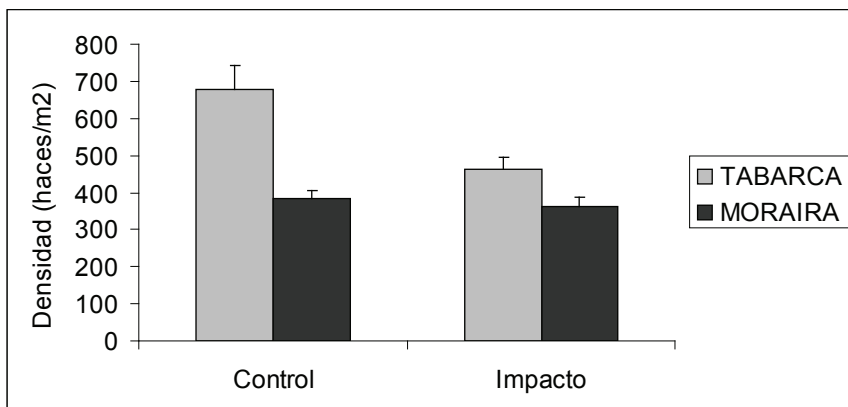


Figura 3. Densidad de haces (haces m⁻²) en Tabarca y Moraira.

Fuente	Densidad		Cobertura de <i>P. oceanica</i>		Cobertura de mata muerta		IA	
	CM	F	CM	F	CM	F	CM	F
CI	376007.08	9.67	1068.60	15.30	345.27	70.21*	447.16	76.34*
Lo(CI)	38878.17	1.35	69.85	0.31	4.91	0.09	5.85	0.08
Si(CIXLo)	28831.78	1.70	223.02	2.44	52.10	0.72	72.75	0.80
RES	16967.36		91.22		72.63		90.58	

Tabla 1. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (CI: control e impacto, Lo: Localidad, Si: sitio), para cuatro variables de *P. oceanica* en la Reserva Marina de Tabarca. C.M.: cuadrados medios; F: F ratio. (*) Nivel de significación $P < 0.05$.

Evaluación de los efectos del anclaje de embarcaciones sobre pradera de *Posidonia oceanica* (L.) en dos localidades mediterráneas

dades impactadas (Tabla 1). Así mismo, los valores del índice de alteración (Figura 5) en las localidades sometidas a alta

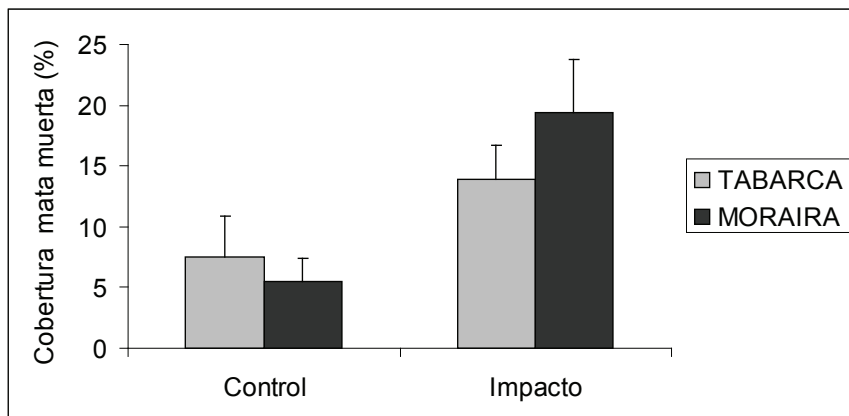


Figura 4. Cobertura de mata muerta (%) en Tabarca y Moraira

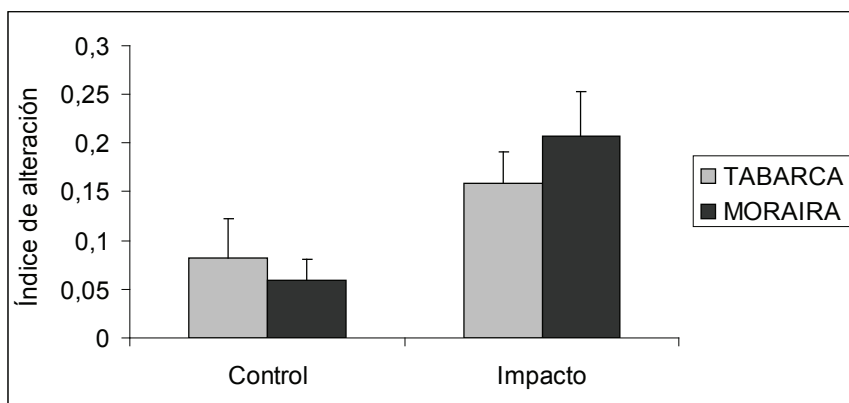


Figura 5. Índice de alteración (IA) en Tabarca y Moraira.

intensidad de fondeo son significativamente mayores que en los controles (Tabla 1).

En Moraira, la cobertura de *P. oceanica* en las localidades control es superior a la de las impactadas (Figura 2), pero estas diferencias no son significativas (Tabla 2). En la densidad no se observa una clara diferencia entre los controles y los impactos (Figura 3), sin embargo existen diferencias significativas entre las localidades de la zona control (SNK $p < 0.05$) y entre las de la zona impactada (SNK $p < 0.01$) (Tabla 2). La cobertura de mata muerta y el índice de alteración presentan el mismo patrón con valores superiores en el impacto (Figuras 4 y 5), sin embargo estas diferencias no fueron significativas (Tabla 2). Ambas variables mostraron diferencias significativas entre las localidades de la zona impacto (SNK $p < 0.01$).

Discusión

Los resultados obtenidos indican que, aunque no en todos los casos se observen diferencias significativas, el anclaje produce una erosión de la pradera que se manifiesta en una pérdida de densidad y cobertura así como un aumento de la mata muerta y del índice de alteración. Estos resultados son similares a los que han encontrado otros autores en otros

Evaluación de los efectos del anclaje de embarcaciones sobre pradera de *Posidonia oceanica* (L.) en dos localidades mediterráneas

Fuente	Densidad		Cobertura de <i>P. oceanica</i>		Cobertura de mata muerta		IA	
	CM	F	CM	F	CM	F	CM	F
CI	3828.12	0.08	1014.23	3.76	1337.76	3.13	1451.22	3.45
Lo(CI)	47229.00	16.69*	269.73	4.76	4.26.74	16.97*	420.04	13.79*
Si(CIXLo)	2829.58	1.30	56.62	1.23	25.14	0.50	30.45	0.55
RES	2184.24		46.11		50.42		55.13	

Tabla 2. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (CI: control e impacto, Lo: Localidad, Si: sitio), para cuatro variables de *P. oceanica* en Moraira. C.M.: cuadrados medios; F: F ratio(*) Nivel de significación P<0.05.

puntos del Mediterráneo (García-Charton et., 1993; Francour, 1994; Poulain, 1996; Francour et al., 1999; Milazzo et al., 2004; Ganteanume et al., 2005; Leriche et al., 2006; Montefalcone et al., 2006) aunque la intensidad del impacto medido en los diferentes estudios es diferente.

Esta tendencia es clara en Tabarca mientras que en Moraira existe una elevada heterogeneidad entre los impactos, probablemente debido a que uno de ellos se encuentra a menor profundidad que el resto, lo que puede enmascarar el efecto del anclaje al asemejarse sus parámetros estructurales a los controles más profundos. Además esta diferencia encontrada entre localidades impactadas puede también deberse a que una de las localidades de Moraira, el fondeadero del "Portet", representa un abrigo natural frente a los vientos predominantes de Levante, y se trata de un puerto natural usado desde tiempos antiguos, por lo que impacto lleva produciéndose con mayor intensidad y mucho más tiempo que en la otra localidad impactada situada en una playa menos frecuentada por embarcaciones.

En el caso de Tabarca, se realizó un estudio previo en el año 1997 (Martínez et al, 1999) en las mismas zonas y con la misma metodología donde se observó en las localidades impactadas un índice de alteración medio de 0.22, algo más

Evaluación de los efectos del anclaje de embarcaciones sobre pradera de *Posidonia oceanica* (L.) en dos localidades mediterráneas

alto al observado durante el presente estudio (0.16). Estos resultados indican que, en los 13 años transcurridos desde el estudio anterior, la pradera de *Posidonia oceanica* en las zonas de fondeo autorizado de la reserva marina de Tabarca no ha empeorado e incluso ha experimentado una cierta recuperación. Por tanto, al menos en esta localidad, se ha alcanzado un aparente equilibrio entre la erosión que provocan los frecuentes anclajes sobre la pradera con su capacidad de regeneración natural, produciendo la estabilidad observada. Pese a ello, se podría mejorar el estado de la pradera reduciendo el impacto del anclaje con medidas de gestión de las zonas de fondeo que podrían incluir la delimitación de zonas de fondeo en áreas desprovistas de pradera, o la instalación de estructuras de bajo impacto (como por ejemplo boyas de fondeo) para evitar el efecto directo del anclaje sobre la pradera.

Agradecimientos:

Este estudio ha sido parcialmente financiado por el Ayuntamiento de Teulada. Los autores agradecen al Servicio de Vigilancia de la Reserva Marina de Tabarca los datos proporcionados sobre el número de embarcaciones fondeadas.

Referencias

- COCHRAN, W.G. 1951. Testing a linear relation among variances. *Biometrics*, 7: 17-32.
- FERNÁNDEZ-TORQUEMADA, Y., J.M. GONZÁLEZ-CORREA, J.E. MARTÍNEZ & J.L. SÁNCHEZ-LIZASO, 2005. Evaluation of the effects produced by the construction and expansion of marinas on *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows. *Journal of Coastal Research* SI 49 94 - 99
- FRANCOUR, P. 1994. *Impact des mouillages à Posidonia oceanica dans la baie de Port-Cros (Var, Méditerranée nord-occidentale)*, GIS Posidonie publ., Marseille
- FRANCOUR, P., GANTEAUME, A., POULAIN, M., 1999. Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystem* 9, 391–400.
- GANTEAUME, A., P. BONHOMME, G. BERNARD, M. POULAIN AND C.-F. BOUDOURESQUE. 2005. Impact de l'ancrage des bateaux de plaisance sur la prairie à *Posidonia oceanica* dans le Parc national de Port-Cros (Méditerranée nord-occidentale). *Sci.Rep. Port-Cros Natl. Park* 21: 147–162.
- GARCÍA-CHARTON J.A, J.T. BAYLE, J.L. SÁNCHEZ-LIZASO, P. CHIESA, F. LLAURDÓ, C. PÉREZ AND H. DJIAN, 1993. Respuesta de la pradera de *Posidonia oceanica* y su ictiofauna asociada al anclaje de embarcaciones en el parque Nacional de Port-Cros Francia. *Publ. Espec. - Inst. Esp. Ocean.* 11, pp. 423–430.

Evaluación de los efectos del anclaje de embarcaciones sobre pradera de *Posidonia oceanica* (L.) en dos localidades mediterráneas

- GIRAUD, G. 1977. *Contribución à la description et à la phénologie quantitative des herbiers de Posidonia oceanica* (L.) Delile. Thèse en Oceanologie. Univ. Aix.-Marseille II, Fr.:150 págs.
- GONZÁLEZ-CORREA, J.M., BAYLE, J.T., SÁNCHEZ-LIZASO, J.L., VALLE, C., SÁNCHEZ-JEREZ, P.,
- RUIZ, J.M. (2005). Recovery of deep *Posidonia oceanica* meadows degraded by trawling. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology* 320, 65-76.
- GONZÁLEZ-CORREA J.M, FERNÁNDEZ TORQUEMADA Y., J. L. SÁNCHEZ LIZASO. 2008 Long-term effect of beach replenishment on natural recovery of shallow *Posidonia oceanica* meadows. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 76: 834-844.
- LERICHE, A., V. PASQUALINI, C.-F. BOUDOURESQUE, G. BERNARD, P. BONHOMME, P. CLABAUT AND J. DENIS. 2006b. Spatial, temporal and structural variations of a *Posidonia oceanica* sea-grass meadow facing human activities. *Aquat. Bot.* 84:287–293.
- LUNA B., VALLE PÉREZ C., SÁNCHEZ-LIZASO J. L. 2009 Benthic impacts of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Area. *ICES Journal of Marine Science*; 66:517-523.
- MARTÍN, M.A., SÁNCHEZ-LIZASO, J.L., RAMOS-ESPLÁ, A.A., 1997. Cuantificación del impacto de las artes de arrastre sobre la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813. Publ. Espec. - Inst. Esp. Ocean. 23, 243– 253.

- MARTÍNEZ, C., MALLOL, J., ARNÉS & SANCHEZ LIZASO J.L., 1999. Impacto del anclaje sobre la pradera de *Posidonia oceanica* en las zonas de fondeo autorizado de la Reserva Marina de Tabarca. I Jornadas internacionales de Reservas marinas. Murcia, marzo 1999.
- MILAZZO, M. F. BADALAMENTI, G. CECCHERELLI and RENATO CHEMELLO, 2004. Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages J. Exp Marine Biol Ecol. 299 : 51-62.
- MONTEFALCONE M, LASAGNA R, BIANCHI CN, MORRI C, ALBERTELLI G (2006) Anchoring damage on *Posidonia oceanica* meadow cover: a case study in Prelo cove (Ligurian sea, NW Mediterranean). *Chem Ecol* 22(1):S207–217
- MORALES-NIN B., MORANTA J., GARCÍA C., TUGORES M.P., GRAU A.M., RIERA F. & CERDÀ M. (2005) The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): some implications for coastal resource management. *ICES Journal Marine Science* 62, 727–521 739.
- POULAIN, M. 1996 Impact de mouillages forains sur le herbiers à *Posidonia oceanica* dans le Parc National de Port-Cros (Méditerranée nord-occidentale France), GIS Posidonie Publ., Marseille, pp. 1-151.

Evaluación de los efectos del anclaje de embarcaciones sobre pradera de *Posidonia oceanica* (L.) en dos localidades mediterráneas

- RUIZ, J.M., PÉREZ, M., ROMERO, J. 2001. Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth and photosynthesis. *Marine Pollution Bulletin* 42: 749-760
- RUIZ, J.M., ROMERO, J. 2003. Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin*, 43: 1523-1533
- 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. 121 pp.
- SÁNCHEZ LIZASO, J.L. A.A. RAMOS & J. T. BAYLE 2002. Potentiality and risks of tourism in marine protected areas: Examples from Spanish Mediterranean coast. En Aragonés, E. (ed.) Actes del simposi mediterrani d'espais marins i costaners protegits. Generalitat de Catalunya-RACSPA MAP UNEP: 537-544.
- SÁNCHEZ-LIZASO, J.L, ROMERO, J., RUIZ, J., GARCIA, E., BUCETA ,L., INVERS, O., FERNÁNDEZ-TORQUEMADA, Y., MAS, J., RUIZ-MATEO, A. & MANZANARES,M. 2009. Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: recommendations to minimize the impact of brine discharges from desalination plants. *Desalination* 221, (1-3), 1: 602-607
- SANCHEZ POVEDA, M., MARTÍN PATO,M.A.,SÁNCHEZ LIZASO, J.L., 1996. Un nuevo índice para caracterizar el estado de con-

servación de las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Tomo extraordinario. 125 Aniversario de la RSEHN

TENA MEDIALDEA, J., TORRES GAVILÁ, J., 2007. Plan de seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica* de los fondos marinos de Teulada-Moraira. Instituto de investigación en Medio Ambiente y Ciencia Marina. Universidad Católica de Valencia.

UNDERWOOD, A.J. 1981. Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 19: 513-605.

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

UNDERWOOD, A.J., CHAPMAN, M.G., RICHARDS, S.A. Y SAGE, M.B. 1997. *GMAV5 for Windows*. Institute of Marine Ecology, University of Sydney. Australia

ZAR, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Inc. New Jersey, USA. 718 pp.

Evaluación de los efectos del anclaje de embarcaciones sobre pradera de *Posidonia oceanica* (L.) en dos localidades mediterráneas

Notas

1. Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante. POB 99, E-03080 Alicante, Spain.

**HUMBERTO WRIGHT-LÓPEZ, OSCAR HOLGUÍN-
QUIÑONES, JOSÉ LUÍS SÁNCHEZ-LIZASO Y
YOANA DEL PILAR-RUSO**

**Comparación de las macroalgas epizóicas
de la madreperla *Pinctada mazatlanica*
(Hanley 1856) con las de fondos rocosos
en la bahía de La Paz, Baja California Sur,
México**

Índice

Portada	
Créditos	
Resumen	9
Abstract.....	10
Introducción.....	12
Materiales y métodos.....	14
Resultados	19
Discusión	27
Agradecimientos	29
Referencias	29
Notas.....	32

Comparación de las macroalgas epizóicas de la madreperla *Pinctada mazatlanica* (Hanley 1856) con las de fondos rocosos en la bahía de La Paz, Baja California Sur, México

Titulo corto: Macroalgas epizóicas de *Pinctada mazatlanica*

HUMBERTO WRIGHT-LÓPEZ (1), OSCAR HOLGUÍN-QUIÑONES (1), JOSÉ LUÍS SÁNCHEZ-LIZASO (2) Y YOANA DEL PILAR-RUSO (2)

Resumen

El presente estudio describe la comunidad de macroalgas epizóicas de *Pinctada mazatlanica* y la compara con la del substrato rocoso. Colectamos un total de 36 muestras de la comunidad de macroalgas, 18 muestras sobre ostras y otras tantas sobre substrato rocoso en la Península San Juan Nepomuceno, bahía de La Paz, México. Las algas fueron colectadas mediante buceo SCUBA raspando las distintas superfi-

cies (25 cm² de sustrato rocoso). El tamaño de muestra fue ajustado por curva de acumulación de especies y expresado con un modelo polinomial. Comparamos las comunidades de algas con análisis multivariantes de similitud basados en el índice de Bray-Curtis, entre sustratos, diferentes alturas de ostras perleras y profundidades. Encontramos 27 especies de algas epizóicas (15.4% Clorophyta, 3.8% Phaeophyta y 80.8% Rhodophyta) con una disimilitud de 71.16% con respecto al sustrato rocoso. El dendrograma mostró tres agrupaciones de macroalgas en *P. mazatlanica*. El primero caracterizado por *Chondria*, *Jania*, *Herposiphonia tenella* y *Gracilaria*. El segundo compuesto por *Jania*, *Polysiphonia acuminata*, *P. decusata* y *Spyridia filamentosa*. El tercero constituido por *Polysiphonia* sp., *Jania*, *Herposiphonia tenella*, *Ceramium canouii* y *Amphiroa* sp. Estas agrupaciones y los talos filamentosos de las algas epizóicas corresponden a estados iniciales de sucesión.

Palabras clave: macroalgas epizóicas, similitudes, *Pinctada mazatlanica*, Golfo de California

Abstract

This study describes the algae community on *Pinctada mazatlanica* and compare it with the one the rocky substrate. We

Comparación de las macroalgas epizóicas de la madreperla *Pinctada mazatlanica* (Hanley 1856) con las de fondos rocosos en la bahía de La Paz, Baja California Sur, México

collected 36 samples, 18 from oysters and rocky substrate from the San Juan Nepomuceno Peninsula, La Paz Bay, Mexico. The algae were collected by SCUBA diving scraping the different surfaces (25 cm² of rocky substrate). The sample size was adjusted by a species accumulation curve and expressed by the polynomial model. We applied multivariate analysis using Bray Curtis' index, between substrates, different pearl oyster sizes and depths. We found 27 epizoic algae species (15.4% Chlorophyta, 3.8% Phaeophyta and 80.8% Rhodophyta) with a dissimilarity of 71.16% between pearl oyster and rocky substrate. The cluster analysis grouped the epizoic algae of *P. mazatlanica* in three assemblages. The first group was formed by *Chondria*, *Jania*, *Herposiphonia tenella* and *Gracilaria*. The second group was characterized by *Jania*, *Polysiphonia acuminata*, *P. decusata* and *Spyridia filamentosa*. The third group includes *Polysiphonia* sp., *Jania*, *Herposiphonia tenella*, *Ceramium canouii* and *Amphiroa* sp. This assemblages and filamentous forms of epizootic algae of *P. mazatlanica* are in accord with the initial states of colonization.

Key words: epizootic macroalgae, similarity, *Pinctada mazatlanica*, Gulf of California

Introducción

La relación hospedero-epibionte es común, especialmente en comunidades de espacios limitados tales como bosques de lluvia y el bentos marino. Las pequeñas algas, esponjas e invertebrados sésiles frecuentemente crecen sobre macroalgas (Ballantine 1979), gasterópodos (Schmitt 1987), braquiópodos (Doherty 1979) y bivalvos (Keough 1984) en el medioambiente marino.

Debido al establecimiento de un ensamblaje epibiótico sobre la superficie de la especie basibionte se crea una nueva interfase entre el organismo epibiotizado y su medioambiente. Ciertas hipótesis consideran que la epibiosis tiene un impacto en las interacciones depredador-presa.

La interacción entre epífitos y hospedero frecuentemente parece ser comensalismo pero también han sido sugeridas relaciones mutualísticas y competitivas (Seed & O'Conner 1981). Vance (1978) encontró que los epibiontes sobre el bivalvo *Chama pellucida* disminuyen la probabilidad de que el hospedero pueda ser detectado por el asteroideo depredador *Pisaster giganteus*. Similarmente, las esponjas epizóicas incrementan la supervivencia de escalopos (*Chlamys asperrima*) mimetizándolas de asteroideos depredadores (*Coscinaterias calamaria*) y mediante la reducción de la adhesión de los po-

Comparación de las macroalgas epizóicas de la madreperla *Pinctada mazatlanica* (Hanley 1856) con las de fondos rocosos en la bahía de La Paz, Baja California Sur, México

dios del asteroideo (Pitcher & Butler 1987) y los epibiontes del mejillón *Mytilus edulis* afectaron su susceptibilidad a la depredación por el cangrejo costero *Carcinus maenas* (Wahl *et al.* 1997).

Qian *et al.* (1996) estudiaron el efecto del cultivo simultáneo de la ostra perlera *Pinctada martensi* y el alga roja *Kappaphycus alvarezzi*. Ellos encontraron que las algas tratadas con agua de mar a la que se le añadió NH_4Cl , NaNO_3 y NaNO_2 crecieron a la misma velocidad que las tratadas con agua natural que contenía desechos nitrogenados de la ostra, lo que sugiere que la presencia de metabolitos nitrogenados de la ostra perlera puede favorecer el crecimiento algal.

Sin embargo, los estudios de la epibiosis de las ostras perleras son escasos. Solo se conoce la investigación de Leca (1989), realizada tanto en condiciones naturales como de cultivo para el estudio cualitativo y cuantitativo de epibiontes de la ostra perlera *Pinctada margaritifera* var. *cumingi*.

El presente estudio pretende determinar las especies de macroalgas epizóicas presentes en el basibionte *Pinctada mazatlanica* y compararlas con la composición de la comunidad algal del substrato circundante, y describir la morfología de talos algales más frecuentes en el basibionte.

Materiales y métodos

Se estudió un banco silvestre de madreperla *Pinctada mazatlanica* en la costa rocosa del extremo norte de la península San Juan Nepomuceno en la bahía de La Paz, Baja California Sur, México (Fig. 1). Esta zona se encuentra constituida en su mayor parte por substrato rocoso de origen volcánico que favorece la fijación de las ostras perleras.

Las muestras de macroalgas epizóicas de *Pinctada mazatlanica* fueron colectadas en el mes de marzo de 1998 mediante buceo SCUBA cubriendo con una bolsa plástica transparente a cada ostra y haciendo un raspado de ambas valvas con una espátula o cuchillo. El mismo método se utilizó para la superficie rocosa adyacente a las ostras, delimitando aproximadamente un área de 25 cm². Posteriormente las muestras de algas epizóicas y epilíticas se colocaron en frascos especiales para algas (opacos) y se etiquetaron, el material se fijó en una solución de formaldehído al 4% en agua de mar.

Para evaluar un posible efecto del tamaño de la ostra perlera y el número de especies de macroalgas se registró la altura de cada individuo. Con la ayuda de un vernier (0.01 mm de precisión) se realizó una medición *in situ* de la medida dorsoventral (MDV) o altura de cada ostra perlera comprendida desde el centro de la charnela al punto opuesto del margen

Comparación de las macroalgas epizóicas de la madreperla *Pinctada mazatlanica* (Hanley 1856) con las de fondos rocosos en la bahía de La Paz, Baja California Sur, México

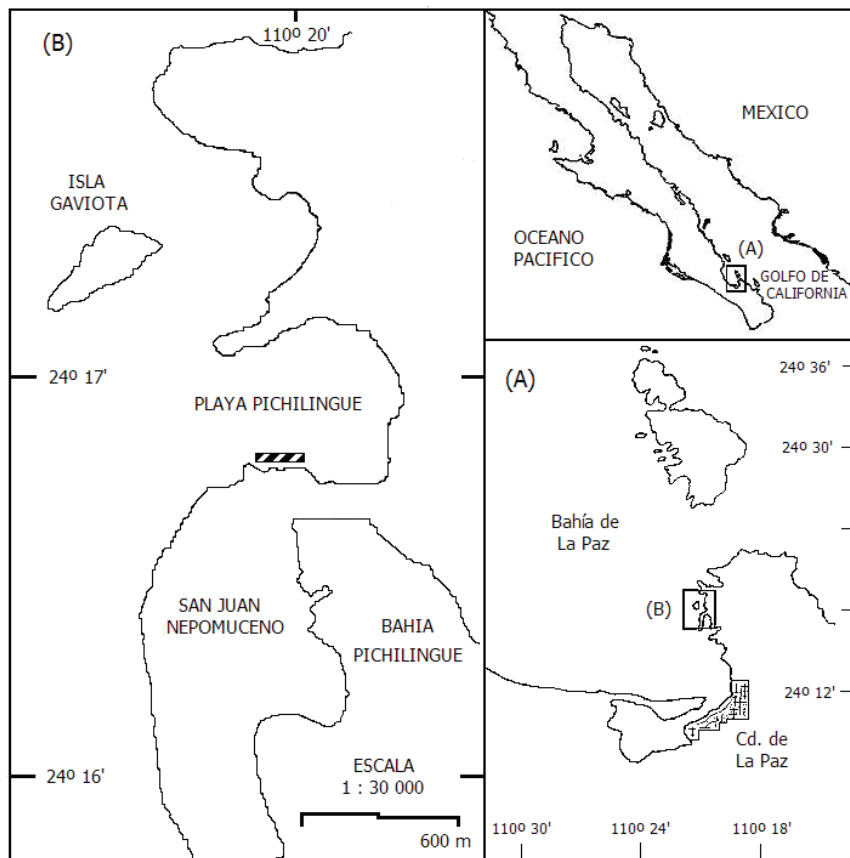


Fig. 1. Ubicación del banco de ostras silvestres (*Pinctada mazatlanica*) en San Juan Nepomuceno, bahía de La Paz

de la concha excluyendo los procesos de crecimiento (Gervis & Sims 1992). Registramos la profundidad de cada ostra per-

lera para evaluar un efecto batimétrico en la composición de macroalgas epizóicas. Utilizando el profundímetro de la consola de buceo se registró la profundidad de cada individuo. Todos los datos fueron registrados en tablillas de acrílico. Se obtuvieron 36 muestras en total, 18 de ostras y de substrato rocoso respectivamente. El intervalo de tallas de los individuos de *Pinctada mazatlanica* fue de los 24,2 mm a una talla máxima de 125 mm con una mayor frecuencia de individuos entre los 85 a los 125 mm de MDV (Fig. 2a). El intervalo de profundidades donde se encontraron las ostras fue de los 1,2 m a un máximo de 4,5 m de profundidad con una mayor frecuencia de individuos de *P. mazatlanica* en el intervalo de los 3,5 a los 4,5 m de profundidad (Fig. 2b).

La determinación taxonómica de las macroalgas la realizó personal del Herbario Ficológico Internacional (HFI) de la Universidad Autónoma de Baja California Sur para ello utilizaron un microscopio compuesto marca Carl Zeiss y las claves de identificación adecuadas para la bahía de La Paz (Abbott & Hollenberg 1976). La actualización de especies y la lista sistemática se realizó utilizando el trabajo de Riosmena-Rodríguez & Paul-Chávez (1997).

Para el tratamiento de los datos obtenidos durante el estudio se aplicó análisis multivariante mediante técnicas no pa-

Comparación de las macroalgas epizóicas de la madreperla *Pinctada mazatlanica* (Hanley 1856) con las de fondos rocosos en la bahía de La Paz, Baja California Sur, México

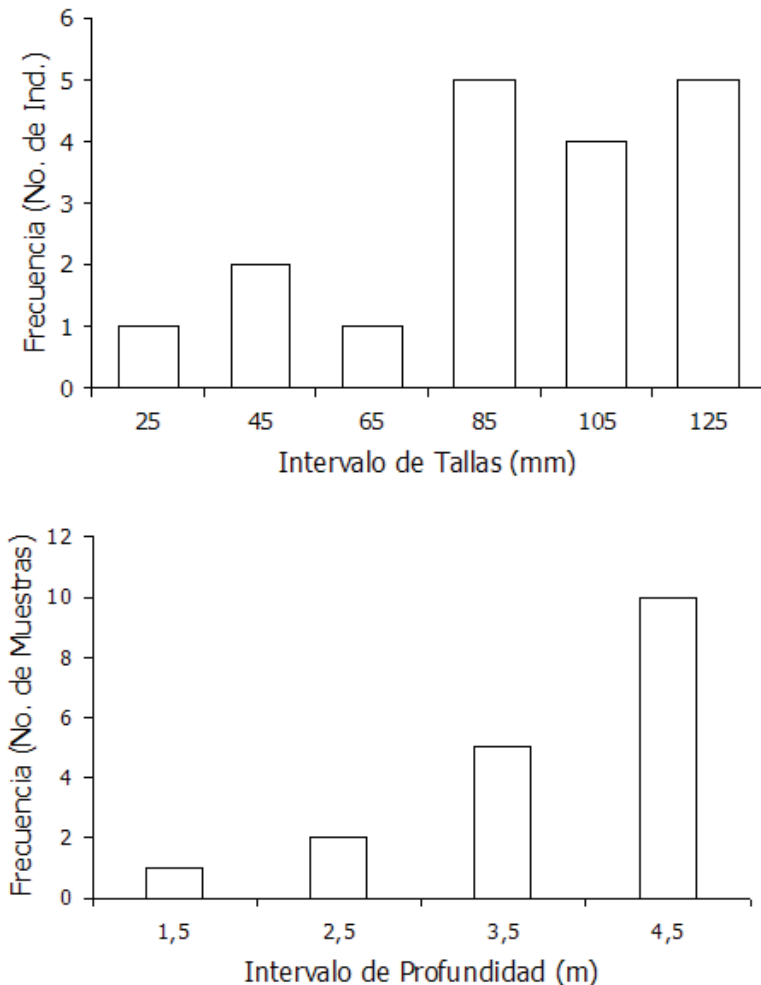


Fig. 2. Intervalo de alturas (A) de *P. mazatlanica* y profundidad de muestreo (B) en San Juan Nepomuceno, bahía de La Paz

ramétricas de escalamiento multidimensional, que permiten evaluar la composición de la comunidad de macroalgas presentes en la zona de estudio, respecto al factor considerado (tipo de sustrato). Todos los análisis multivariantes se realizaron mediante el paquete estadístico PRIMER-E (Clarke & Warwick 2001). Para comprobar las posibles variaciones de macroalgas epizóicas de *Pinctada mazatlantica*, así como las posibles variaciones de macroalgas respecto al sustrato adyacente a las poblaciones de *P. mazatlantica* de la zona de estudio, se preparó una matriz de ausencia/presencia de cada especie de macroalga para las distintas estaciones de muestreo. La matriz de similitud entre los valores de ausencia/presencia de especies de macroalgas en las muestras se calculó mediante el índice de Similitud de Bray–Curtis (Clarke & Warwick 2001), índice recomendado para el análisis de parámetros bióticos.

A partir de dicha matriz de similitud se construyó el dendrograma. Esta técnica representa las comunidades de macroalgas para cada muestra mediante un dendrograma, uniendo las muestras en grupos jerárquicos. La agrupación se basa en la similitud encontrada entre cada par de muestras en la matriz de similitud.

Comparación de las macroalgas epizóicas de la madreperla *Pinctada mazatlanica* (Hanley 1856) con las de fondos rocosos en la bahía de La Paz, Baja California Sur, México

Se aplicó el protocolo SIMPER o Test de Porcentajes de Similitud de Bray-Curtis. Este método permite determinar que variables (macroalgas) están marcando la similitud dentro de un mismo tratamiento, y cuales marcan las diferencias entre tratamientos. Este análisis se realizó para el factor tipo de substrato, con dos tratamientos; ostra y substrato rocoso adyacente.

Para contrastar la hipótesis de diferencias entre muestras, definida *a priori* se utiliza el Test de Análisis de Similitud (ANO-SIM). Esta técnica permite aceptar o rechazar la hipótesis nula H_0 establecida para cada factor, calculando el estadístico R, que mide la separación (disimilitud) entre los grupos de muestras. Si $R=0$ la hipótesis se aceptará (mayor similitud entre muestras), si $R=1$ la hipótesis nula se rechazará (mayor disimilitud entre las muestras). Las pruebas se realizaron al nivel de significancia del 95% de confianza.

Resultados

La figura 3 muestra una curva de acumulación de especies con datos de presencia-ausencia, en donde se puede apreciar que a una muestra de 11 ostras se alcanza el máximo número de 27 especies de macroalgas epizóicas en las os-

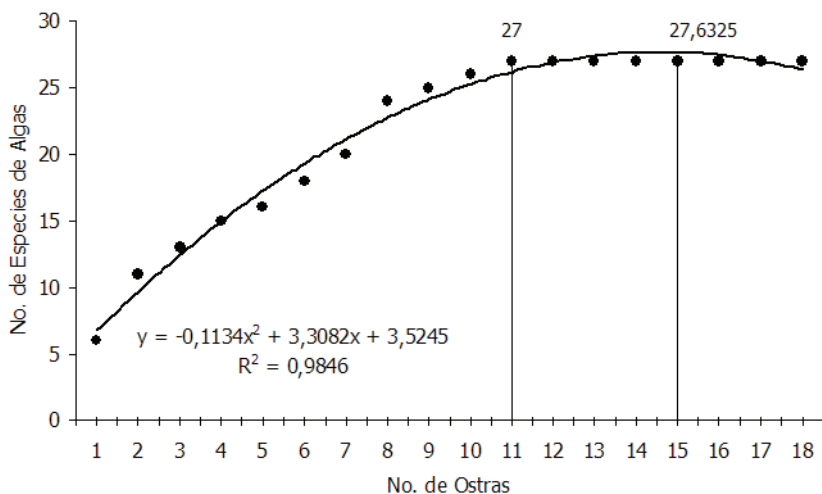


Fig. 3. Curva de acumulación de especies de algas epizóicas del basibionte *P. mazatlanica* de un banco natural en San Juan Nepomuceno, bahía de La Paz

tras de *Pinctada mazatlanica* para la localidad de San Juan Nepomuceno.

El total de especies de macroalgas epizóicas de *Pinctada mazatlanica* fue de 27 especies de las cuales el 15,4 % son Chlorophyta, 3,8 % de Phaeophyta y 80,8 % de Rhodophyta. El substrato rocoso adyacente mostró un total de 40 especies de macroalgas epilíticas de las cuales el 15,4 % son Cloro-

Comparación de las macroalgas epizóicas de la madreperla *Pinctada mazatlanica* (Hanley 1856) con las de fondos rocosos en la bahía de La Paz, Baja California Sur, México

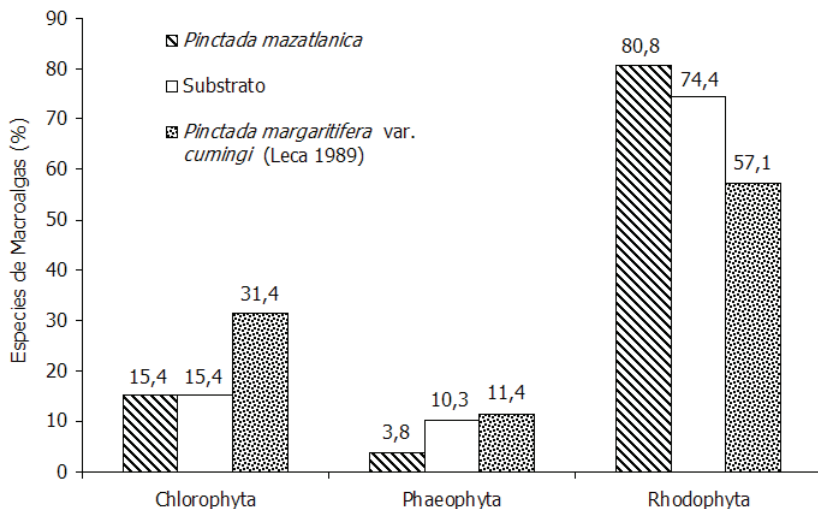


Fig. 4. Porcentaje de especies de macroalgas epizóicas de *P. mazatlanica* y epilíticas de substrato adyacente en comparación con las reportadas para *P. margaritifera* var. *cumingi* en cultivo

phyta, 10,3 % de Phaeophyta y 74,4% de Rhodophyta. La composición de algas epizóicas del basibionte *P. mazatlanica* mostró una mayor riqueza específica de algas rojas (80,8 %) en comparación con el substrato rocoso con un 74,4 % (Fig. 4).

Es de mencionar que el 92,6 % de las especies de macroalgas epizóicas de *Pinctada mazatlanica* también se encontra-

ron en las muestras de la composición de especies epilíticas de substrato adyacente y solo el 7,4 % de especies epizóicas apareció exclusivamente sobre *P. mazatlanica*, debido a las especies *Champia parvula* y *Derbesia* sp. De la totalidad de especies de macroalgas epilíticas el 37,5 % fue único del substrato adyacente.

El dendograma de similitud (Fig. 5), muestra las afinidades de agrupamiento por especies de macroalgas y tipos de subs-

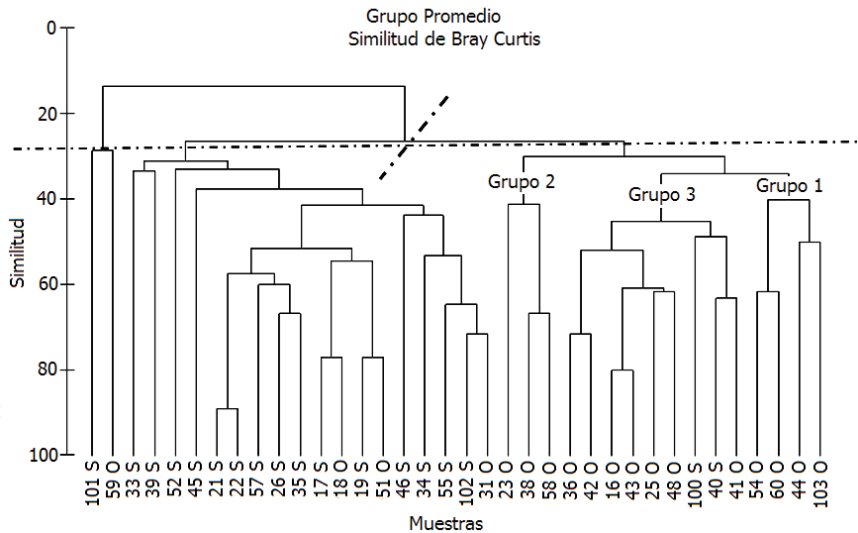


Fig. 5. Representación del cluster respecto a la presencia-ausencia de macroalgas epizóicas de *P. mazatlanica* (O) y epilíticas de substrato adyacente (S)

Comparación de las macroalgas epizóicas de la madreperla *Pinctada mazatlanica* (Hanley 1856) con las de fondos rocosos en la bahía de La Paz, Baja California Sur, México

trato (ostra o substrato rocoso). Se definen dos grupos principales, uno de composiciones de especies de macroalgas epizóicas de *Pinctada mazatlanica* y otro de composiciones de macroalgas epilíticas de substrato adyacente.

No obstante que la mayoría de las especies de macroalgas epizóicas de *Pinctada mazatlanica* están presentes en muestras de substrato, el análisis cluster muestra claramente las diferencias a nivel de combinación de especies o ensamblajes únicos del basibionte *P. mazatlanica* y significativamente independientes a los formados por la composición de ensamblajes de macroalgas del substrato rocoso adyacente.

El análisis de similitud (ANOSIM) muestra las diferencias a nivel de composición de especies o ensamblajes únicos de *Pinctada mazatlanica* y significativamente independientes ($R = 0,175$; $P < 0,001$) a los formados por la composición de ensamblajes de macroalgas de substrato rocoso adyacente.

La composición de especies epizóicas de *Pinctada mazatlanica* tuvieron un 71,16% de disimilitud con respecto al substrato rocoso (Tabla 1). Las principales diferencias detectadas por el análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) entre ambos tipos de substrato son debidas a que la composición de las macroalgas epizóicas sobre *P. mazatlanica* se caracteriza por una mayor frecuencia de *Polysiphonia* sp., *Herposi-*

Disimilitud (DM:71,16%)	Substrato		Pinctada mazatlanica	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	rocoso	A.M					
Macroalgas	A.M	A.M					
<i>Oscillatoria</i> spp.	0,67	0,11	5,28	1,21	7,43	7,43	
<i>Ulothrix</i> sp.	0,61	0,17	4,87	1,09	6,84	14,27	
<i>Amphiroa</i> sp.	0,44	0,33	4,29	0,91	6,03	20,30	
<i>Polysiphonia</i> sp.	0,39	0,5	4,28	0,95	6,02	26,32	
<i>Herposiphonia tenella</i>	0,17	0,44	3,85	0,87	5,41	31,74	
<i>Ceramium canouii</i>	0,22	0,39	3,73	0,83	5,24	36,97	
<i>Gracilaria</i> sp.	0,39	0,22	3,60	0,85	5,06	42,04	
<i>Polysiphonia acuminata</i>	0,28	0,17	3,13	0,70	4,39	46,43	
<i>Griffithsia pacifica</i>	0,11	0,33	3,07	0,73	4,31	50,74	
<i>Erythrotrichia comea</i>	0,22	0,28	3,05	0,75	4,29	55,03	
<i>Chondria californica</i>	0,06	0,33	2,96	0,71	4,16	59,19	
<i>Polysiphonia decusata</i>	0,17	0,28	2,94	0,70	4,13	63,32	
<i>Jania</i> sp.	0,78	0,94	2,60	0,56	3,65	66,97	
<i>Spyridia filamentosa</i>	0,11	0,22	2,43	0,59	3,41	70,38	
<i>Hypnea</i> sp.	0,22	0,06	1,96	0,57	2,75	73,14	
<i>Laurencia papilosa</i>	0,06	0,17	1,92	0,48	2,69	75,83	
<i>Laurencia</i> sp.	0,06	0,17	1,86	0,48	2,62	78,45	
<i>Sphacelaria</i> sp.	0,17	0,11	1,84	0,55	2,58	81,03	
<i>Amphiroa vancouverensis</i>	0,11	0,06	1,17	0,42	1,64	82,67	
<i>Erythrotrichia pulvinata</i>	0	0,11	1,03	0,34	1,44	84,11	
<i>Pterocladia cacoglossoides</i>	0,11	0	0,97	0,34	1,36	85,47	
<i>Polysiphonia simplex</i>	0,11	0	0,86	0,35	1,21	86,68	
<i>Endocladia muricata</i>	0,11	0	0,82	0,35	1,16	87,84	
<i>Chaetomorpha</i> sp.	0,11	0	0,82	0,34	1,15	88,98	
<i>Prionitis comea</i>	0,06	0,06	0,80	0,33	1,13	90,11	

Tabla 1. Resumen del análisis de disimilitud (SIMPER) de la presencia-absencia de macroalgas respecto al tipo de sustrato. DM: Disimilitud media, AM: Abundancia media, Contrib%: Porcentaje de contribución, Cum%: Porcentaje acumulado. En **negrita** se representan las macroalgas con un porcentaje de contribución superior al 5%

Comparación de las macroalgas epizóicas de la madreperla *Pinctada mazatlanica* (Hanley 1856) con las de fondos rocosos en la bahía de La Paz, Baja California Sur, México

phonia tenella y *Ceramium canouii*, sin embargo, las macroalgas epilíticas sobre el substrato rocoso adyacente presentan una mayor frecuencia de los géneros *Oscillatoria*, *Ulotrix* y *Gracilaria*.

Dentro del grupo principal de macroalgas asociadas a *Pinctada mazatlanica*, se observa la clara formación de tres grupos, con un 45,30%, 49,60% y un 51,20% de similitud, respectivamente. El grupo 1 se caracteriza por la presencia de los géneros *Chondria californica*, *Jania* sp., *Herposiphonia tenella* y *Gracilaria* sp. Las macroalgas *Jania* sp., *Polysiphonia acuminata*, *Polysiphonia decusata* y *Spyridia filamentosa* son las especies epizóicas de *P. mazatlanica* del grupo 2; mientras que el grupo 3, esta constituido por *Polysiphonia* sp., *Jania* sp., *Herposiphonia tenella*, *Ceramium canouii* y *Amphiroa* sp. (Tabla 2). La morfología del talo predominante de las especies de macroalgas epizóicas de *P. mazatlanica* fue la filamentosa.

En la evaluación del efecto de la altura de las ostras perleras y de la profundidad de los individuos en la composición de los ensamblajes de macroalgas epizóicas por medio del análisis de similitud y representación cluster no se observó ninguna tendencia, el dendograma combinó a ostras perleras de distintas alturas así como de diferentes profundidades

Macroalgas en		A.M	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Pinctada mazatlanica						
Grupo 1 (SM: 45,30%)						
<i>Chondria californica</i>	1	16,03	22,82	35,38	35,38	35,38
<i>Jania</i>	1	16,03	22,82	35,38	70,75	70,75
<i>Herposiphonia tenella</i>	0,75	7,91	0,91	17,45	88,21	88,21
<i>Gracilaria</i>	0,5	2,78	0,41	6,13	94,34	94,34
Grupo 2 (SM: 49,60%)						
<i>Jania</i>	1	25,26	7,94	50,93	50,93	50,93
<i>Polysiphonia acuminata</i>	0,67	9,52	0,58	19,20	70,13	70,13
<i>Polysiphonia decusata</i>	0,67	7,41	0,58	14,93	85,07	85,07
<i>Spyridia filamentosa</i>	0,67	7,41	0,58	14,93	100	100
Grupo 3 (SM: 51,20)						
<i>Polysiphonia</i> sp	1	16,18	3,86	31,60	31,6	31,6
<i>Jania</i>	0,89	11,54	1,7	22,54	54,14	54,14
<i>Herposiphonia tenella</i>	0,78	8,79	1,09	17,18	71,32	71,32
<i>Ceramium canouli</i>	0,67	6,23	0,8	12,16	83,48	83,48
<i>Amphiroa</i> sp	0,44	2,83	0,44	5,53	89,01	89,01
<i>Spyridia filamentosa</i>	0,44	2,34	0,43	4,57	93,58	93,58

Tabla 2. Resumen del análisis de similitud (SIMPER) de la presencia-ausencia de macroalgas respecto a los tres grupos de macroalgas asociados a *P. mazatlanica*. SM: Similitud media, AM: Abundancia media, Contrib%: Porcentaje de contribución, Cum%: Porcentaje acumulado

Table 2. Summary of similarity analysis (SIMPER) about presence-absence of macroalgae species from the three groups of macroalgae of *P. mazatlanica*. SM: Average similarity, AM: Average abundance, Contrib%: Contribution percentage, Cum%: Accumulative percentage

Comparación de las macroalgas epizóicas de la madreperla *Pinctada mazatlanica* (Hanley 1856) con las de fondos rocosos en la bahía de La Paz, Baja California Sur, México

siendo estos dos elementos irrelevantes para la formación de las asociaciones entre especies de macroalgas.

Discusión

El presente estudio mostró las diferencias entre la composición específica de la comunidades de macroalgas epilíticas de substrato rocoso y las macroalgas epizóicas de *Pinctada mazatlanica* en época de invierno de un banco silvestre de la bahía de La Paz, Baja California Sur, México. Las distintas agrupaciones de macroalgas epizóicas de la ostra perlera muestran que, en individuos de diferentes tallas y a distintas profundidades, las formas filamentosas son predominantes en las especies de macroalgas epizoicas de *P. mazatlanica* y pueden relacionarse a las primeras etapas de sucesión de la comunidad y con posibles efectos de herbivoría (Wilkinson y Sammarco 1983) mientras que en sustratos rocosos naturales se observa un mayor número de especies y una mayor complejidad morfológica de las mismas.

Las diferencias en las agrupaciones de macroalgas epizóicas pueden deberse a distintos factores entre ellos los diferentes procesos de colonización aunados a probables procesos de herbivoría más que a una especificidad fisiológica de las macroalgas al substrato orgánico del periostraco de *Pinctada*

mazatlanica. Diversos estudios han demostrado que la mayoría de las algas son generalistas en cuanto a selección de hábitat y sus patrones de distribución (Hay 1985).

La morfología del talo de las macroalgas epizóicas encontradas en *Pinctada mazatlanica* se caracterizó por ser básicamente filamentosas mientras que en el sustrato rocoso se encontraron de algas que presentan talos más complejos. En el sustrato rocoso se pudo apreciar que se encuentran algas de mayor tamaño y complejidad, como *Dictyota* y *Enteromorpha*.

La comunidad de macroalgas en las valvas de *Pinctada mazatlanica* muestran estados tempranos de sucesión ecológica compuestos principalmente por especies colonizadoras, lo anterior puede esperarse por la edad misma de las ostras, ya que limita el tiempo para el establecimiento de una comunidad de macroalgas en estas superficies. En los sustratos rocosos naturales se observa una comunidad más madura, con mayor número de especies y formas de crecimiento más complejas lo que podría explicarse por un mayor tiempo de colonización más que a diferencias en el tipo de sustrato. Por otra parte las excreciones nitrogenadas de las ostras podrían favorecer el crecimiento de especies oportunistas como las observadas, aunque sería necesario realizar otro tipo de

Comparación de las macroalgas epizóicas de la madreperla *Pinctada mazatlanica* (Hanley 1856) con las de fondos rocosos en la bahía de La Paz, Baja California Sur, México

aproximaciones más experimentales para comprobar este aspecto.

Agradecimientos

Agradecemos al CONACYT y a los FMCN, COFAA y CG-PI-IPN por los apoyos de proyectos. Agradecemos a la Dra. Litzia Paul Chávez y al Dr. Rafael Riosmena Rodríguez del HFI-UABCS por la ayuda en la determinación de especies de macroalgas.

Referencias

- BALLANTINE D.L. 1979. The distribution of algal epiphytes on macrophyte host offshore from La Parguera, Puerto Rico. *Botanica Marina* 22: 107-111.
- CLARKE K.R. & R.M. WARWICK. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 2nd ed. PRIMER-E Methods Manual. Plymouth.
- DOHERTY P.J. 1979. A demographic study of a subtidal population of the New Zealand articulate brachiopods *Terebratella inconspicua*. *Marine Biology* 52: 331-342.
- GERVIS M.H. & N.A. SIMS. 1992. *The biology and culture of pearl oysters (Bivalvia: Pteriidae)*. 48 pp. Overseas development administration of the United Kingdom and International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila.

- HAY M.E. 1985. Spatial patterns of herbivore impact and their importance in maintaining algal species richness. 4: 29-34. *Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress*, Tahiti.
- KEOUGH M.J. 1984. Dynamics of the epifauna of the bivalve *Pinna bicolor*: Interactions among recruitment, predation, and competition. *Ecology* 65(3): 677-688.
- LECA L. 1989. Etude qualitative et quantitative des epibiontes de L'Huître Perliere *Pinctada margaritifera* (L) var. *cumingi* (Jameson). 143 pp. Mémoire de DEA "Connaissance et Gestion des Milieux Coralliens Littoraux et Océaniques" UFP, Tahiti.
- PITCHER C.R. & A.J. BUTLER. 1987. Predation by asteroids, escape response, and morphometrics of scallops with epizoic sponges. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 112: 233-249.
- QIAN P.Y., C.Y. WU, M. WU & Y.K. XIE. 1996. Integrated cultivation of the red alga *Kappaphycus alvarezii* and the pearl oyster *Pinctada martensi*. *Aquaculture* 147(1-2): 21-35.
- RIOSMENA-RODRÍGUEZ R. & L. PAUL-CHÁVEZ. 1997. Sistemática y biogeografía de macroalgas de la Bahía de La Paz, B.C.S. En: J. Urbán-Ramírez y M. Ramírez-Rodríguez (eds.). *La Bahía de La Paz. Investigación y Conservación*. 345 pp. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, B.C.S., México.
- SCHMITT R.I. 1987. Indirect interactions between prey: apparent competition, predator aggregation, and habitat segregation. *Ecology* 68: 1887-1897.

**Comparación de las macroalgas epizóicas de la madreperla
Pinctada mazatlanica (Hanley 1856) con las de fondos
rocosos en la bahía de La Paz, Baja California Sur, México**

- SEED R. & R.J. O'CONNOR. 1981. Community organization in marine algal epifaunas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 12: 49-74.
- VANCE R.R. 1978. A mutualistic interaction between a sessile marine clam and its epibionts. *Ecology* 59: 679-685.
- WAHL M., M.E. HAY & P. ENDERLEIN. 1997. Effects of epibiosis on consumer-prey interactions. *Hydrobiologia* 355: 49-59.
- WILKINSON C.R. & P.W. SAMMARCO. 1983. Effects of fish grazing and damselfish territoriality on coral reef algae. II. Nitrogen Fixation. *Marine Ecology Progress Series* 13: 15-19.

Notas

1. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-IPN. Playa el Conchalito S/N. Apdo. Postal 592, C.P. 23000. La Paz, Baja California Sur, México. E-mail: marlin9119@yahoo.com.mx, oholguin@ipn.mx
2. Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Edificio de Ciencias V, Universidad de Alicante. Carretera Alicante-San Vicente s/n, San Vicente del Raspeig 03690. Alicante, España. E-mail: jl.sanchez@ua.es